

LA RÍA DE VIGO

Una aproximación integral
al ecosistema marino de la Ría de Vigo

EDITA:

INSTITUTO DE ESTUDIOS VIGUESES

(Fundación Provigo e a súa Área)

Rúa Elduayen, 36, 3º planta. 36202 VIGO

e-mail: info@ievigueses.com

web: www.ievigueses.com

IMPRIME:

OBRADOIRO GRÁFICO, S.L.

Polígono Industrial do Rebullón, 52D - MOS

FOTOS PORTADA:

1. Vista aérea de la Ría de Vigo. Puente de Rande
2. Depósitos de laminaciones de arenas.
3. Fitoplancton.
4. Cuerdas de cultivo de mejillón en batea.

I.S.B.N.: 978-84-89599-34-5

Dep. Legal: VG 1403-2008

Alberto González-Garcés Santiso
Federico Vilas Martín
Xosé Antón Álvarez Salgado
(Eds.)

LA RÍA DE VIGO

Una aproximación integral
al ecosistema marino de la Ría de Vigo



Instituto de Estudios Vigueses
VIGO

ÍNDICE

PROLOGO.....	9
INTRODUCCION	13
I. LOS FONDOS DE LA RÍA DE VIGO. Composición, distribución y origen del sedimento	17
II. HIDROGRAFÍA Y DINÁMICA DE LA RÍA DE VIGO. Un sistema de afloramiento	51
III. BIOGEOQUÍMICA DE LA RÍA DE VIGO. Ciclo de las sales; Trampa/sumidero de CO ₂	85
IV. EL PLANCTON DE LA RÍA DE VIGO.....	111
V. EPISODIOS DE FITOPLANCTON TÓXICO EN LA RÍA DE VIGO ”	153
VI. CONTAMINACIÓN.....	201
VII. EXPLOTACIÓN. Pesca, marisqueo y acuicultura en la Ría de Vigo	257

VIII. IMPACTO DEL HOMBRE SOBRE EL ECOSISTEMA DE LA RÍA DE VIGO: HACIA UNA GESTIÓN INTEGRADA.....	325
IX. VALORACIÓN ECONÓMICA DEL USO RECREATIVO Y LA CONSERVACIÓN.....	371
X. GLOSARIO DE TÉRMINOS.....	399

PRÓLOGO

Cuando hablamos de “Abrir Vigo ó Mar”, lo hacemos con el pensamiento puesto en los obstáculos físicos que impiden, por su volumen, que nuestros ojos puedan contemplar la Ría.

Es una queja unánime y repetida que los vigueses y viguesas de toda condición proclaman con más energía, en el uso del derecho que les asiste, de disfrutar de la presencia que este bien de la Naturaleza generosa otorgó graciamente a Vigo.

Sin duda que urge eliminar en lo posible las barreras que inoportunan la visión de la Ría, como apremia asimismo concienciar a nuestras autoridades que estas locuras urbanísticas que agreden el paisaje, no tienen sentido de ser y como tales deben de forma tajante rechazarse en el futuro, porque Vigo y los que en él habitan no pueden, en razón de su existencia y ubicación, “*vertere terga*”, dar las espaldas al mar, ni siquiera en algo tan esencial y primario como prescindir de su contacto y proximidad, que en las lejanías del S.XIII inspiró a nuestro excelso trovador Martín Codax la lírica de sus Cantigas.

Hago votos porque así sea.

Pero hay otra barrera quizás menos fácil de sortear que la derivada de esta subcultura urbanística deformadora de nuestro litoral, para que podamos hablar con propiedad y rigor de “Abrir Vigo ó Mar”. Me estoy refiriendo al desconocimiento creciente que la sociedad, más preocupante si cabe entre la juventud, demuestra de la Ría,

ese dinámico ecosistema con que convive necesariamente y en gran parte gracias a él.

No estoy muy seguro de que saliésemos airoso, a pesar de ser Vigo una ciudad marinera, si nos sometiesen a preguntas tan sencillas como qué se conoce con el nombre de fitoplancton, fotosíntesis, afloramiento; cómo se fija una batea en su lugar de fondeo; cuál es la zona más estrecha de la Ría; qué nombre reciben los arenales e islas más representativas; qué se entiende por aves limícolas; qué es un pantalán o en qué consiste una nasa, un trasmallo, un xeito, un miño, un cerco o un boliche, o embarcaciones como las que designamos con los términos bou, gamela, dorna.

La prueba concluyó. Ya es hora de hacer cuentas y evaluar los conocimientos que justifiquen nuestra condición de habitantes conscientes de una sociedad asentada junto al mar.

El Instituto de Estudios Vigueses, que nació en el ya lejano año 1991 con la firme voluntad de ser servidor de los intereses de Vigo y su contorno, aplaude la feliz iniciativa de los autores y de las instituciones a las que pertenecen: Centro Oceanográfico de Vigo del Instituto Español de Oceanografía; Instituto de Investigaciones Mariñas del CSIC; Universidade de Vigo; CETMAR; IGafa; INTECMAR y Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos.

Su obra, excelente, marcada por dos componentes no fáciles de conjugar: una investigación científica minuciosa y un alto sentido de exposición didáctica, titulada *LA RÍA DE VIGO. Una aproximación integral al ecosistema marino de la Ría de Vigo*, publicada por el Instituto de Estudios Vigueses y que tengo la satisfacción de prologar, aporta a lo largo de nueve capítulos la documentación necesaria para abrir a los vigueses al conocimiento del medio marino o, lo que es lo mismo, para Abrir Vigo ó Mar en el sentido más intelectual y profundo de la expresión.

Si la barbarie urbanística, fruto de motivaciones mercantilistas e intereses políticos y de otras negligencias que silencio, puso barreras a nuestros ojos deseosos de solazarnos con nuestro mar, también la ignorancia que poseemos de la Ría supone un impedimento que obligatoriamente tenemos que derrumbar con la esmerada dedicación en los centros docentes de enseñar, por encima de todo, lo que es nuestro.

El libro “*LA RÍA DE VIGO*” que tienen en las manos, bien merece que se catalogue de ejemplar, por cuanto abandera la lucha contra la ignorancia de que hacen gala muchos vigueses sobre la Ría, nuestro medio marino, y por transferir graciable y de manera gratuita a la sociedad esta investigación convertida en doctrina.

De nuevo el Instituto de Estudios Vigueses y su Director que les escribe, se sienten muy orgullosos de los autores que avalan este libro y de su logro social.

Gerardo Sacau Rodríguez
Director del Instituto de Estudios Vigueses

INTRODUCCIÓN

Los conocimientos sobre la Ría de Vigo son cada vez mayores debido a la importante investigación marina que realizan desde hace muchos años el Centro Oceanográfico de Vigo del Instituto Español de Oceanografía (IEO), el Instituto de Investigaciones Marinas del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), la Universidad de Vigo con diversas Facultades y Departamentos que realizan investigación marina, así como otras instituciones o centros de investigación de Vigo o su área de influencia, fundamentalmente las dependientes de la Xunta de Galicia.

Además, la experiencia adquirida durante los 10 años del Observatorio Medioambiental de la Ría de Vigo, auspiciado por la Fundación Provigo, ha sido enormemente positiva ya que ha conseguido realizar, de manera exitosa, un trabajo científico multidisciplinar y pluriinstitucional de primera calidad.

Pero es también necesario que estos conocimientos se transfieran a la sociedad, por ello nos hemos propuesto la elaboración de un libro que fuese capaz de recoger, presentar y resumir, de una manera seria, desde el punto de vista científico, pero también de una manera didáctica y asequible para cualquier lector, los principales conocimientos que se tienen actualmente sobre la Ría de Vigo.

Para ello se ha usado tanto la información científica que disponen los grupos de investigación de las instituciones que hemos podido implicar, como la información científica adquirida por el Observatorio Medioambiental de la Ría.

El libro se compone de nueve capítulos que recogen los conocimientos sobre geología, oceanografía, biología, contaminación, explotación, gestión y valoración de la Ría.

El primer capítulo está dedicado a la geología de la Ría, en el que además de revisar el concepto de “Ría”, se analiza su historia geológica y evolutiva desde el gran cambio climático habido a partir del último período glacial que afectó al planeta. También se presentan las características del relleno sedimentario de la Ría y sus principales ambientes sedimentarios, así como el control hidrodinámico ejercido en la distribución textural y composición mineralógica de los sedimentos, y su papel medioambiental como sistema de soporte de vida. Finalmente también se hace un breve recorrido por los recursos minerales marinos que la Ría ofrece, y su potencial aprovechamiento económico.

En el segundo capítulo se tratan las condiciones hidrográficas de la Ría, debido a que condicionan sus características químicas y biológicas. Explica qué es el “afloramiento” costero, que es en buena parte responsable de la gran riqueza biológica de las costas gallegas y de la Ría de Vigo. También trata los movimientos del agua dentro de la Ría: mareas, corrientes, etc., y describe las propiedades de salinidad y temperatura de las aguas de la Ría, en el marco del estudio de la gran región del Atlántico Noroeste y de la plataforma continental gallega.

El tercer capítulo estudia cómo el fenómeno del “afloramiento” influye en la productividad del ecosistema de la Ría. Describe los “nutrientes” tanto orgánicos como inorgánicos que aporta el afloramiento y sus variaciones espacio-temporales dentro de la Ría, y como estas sales minerales influyen en la producción neta del ecosistema. También explica cómo la Ría es una fuente y un sumidero de CO₂.

El cuarto capítulo analiza ese conjunto de organismos de pequeño tamaño que viven flotando libremente en el agua, el “plancton”. Estudia tanto el fitoplancton (vegetal), el zooplancton (animal), como el ictioplancton (normalmente huevos y larvas de peces). Analiza su composición por especies, su abundancia y la variación de la abundancia en función de los nutrientes, su distribución y sus ciclos de vida.

El quinto capítulo trata el fitoplancton tóxico. Es decir, el fenómeno conocido generalmente como “mareas rojas”. Analiza los tipos de toxicidad, las características taxonómicas, ecológicas y toxinológicas de las microalgas tóxicas. Hace una revisión histórica de las mareas rojas y de los episodios de algas tóxicas en la Ría de Vigo. Analiza el seguimiento y control de las floraciones de microalgas tóxicas. Estudia la dinámica de poblaciones de las microalgas tóxicas y enumera los problemas pendientes y las perspectivas futuras para mejorar la gestión del problema.

El sexto capítulo analiza el estado actual y la evolución temporal de la contaminación en la Ría, en lo que se refiere a contaminación persistente, en especial a metales pesados (tanto en agua como en sedimentos y en seres vivos), organoclorados (en seres vivos y en sedimentos), compuestos organoestánicos (compuestos del estaño) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (en seres vivos y en sedimentos). Así mismo se exponen resultados y consideraciones sobre la contaminación microbiológica, la depuración de aguas residuales y los dragados, rellenos y otras alteraciones físicas. También analiza la actual Ley de protección de las Rías gallegas.

El séptimo capítulo trata la explotación de los recursos marinos vivos de la Ría, haciendo un análisis de la pesca, marisqueo y acuicultura, en este caso, tanto de moluscos como de peces y crustáceos. Este análisis incluye las especies de mayor interés, las zonas de pesca, marisqueo y acuicultura, los utensilios, aparejos, artes e instalaciones utilizadas, así como la importancia económica del uso de estos recursos vivos marinos.

El octavo capítulo hace una descripción de los principales impactos antropogénicos en el ecosistema marino de la Ría de Vigo, comenzando por un estudio de la estructura y funcionamiento del ecosistema. En este capítulo se ponen de manifiesto las limitaciones del actual sistema de gestión de los impactos humanos y expone el concepto de la aproximación ecológica al estudio del medio marino como principio central de una gestión integrada, aportando elementos para su aplicación a la Ría de Vigo.

El noveno capítulo analiza la Ría de Vigo como un recurso económico en si mismo, incluyendo la valoración del disfrute de la Ría a través de la “contemplación del paisaje, de un paseo por la playa...”, es decir, experiencias de las que disfrutamos sin tener que pa-

gar precio alguno. En este capítulo se exponen algunos métodos para estimar el valor social de un área natural y se describe una experiencia de estimación del valor recreativo de la Ría de Vigo, a través del caso concreto de las Islas Cíes.

En resumen, este libro hace una presentación de los diversos componentes del ecosistema de la Ría de Vigo, desde sus aspectos geológicos hasta los económicos, pasando por la oceanografía, la biología, el uso de sus recursos vivos e incluso la valoración del paisaje, con el fin de mostrar una visión global de los elementos que permitan conocer la Ría como un gran conjunto indivisible que se debe gestionar con el objetivo de alcanzar su desarrollo sostenible tanto en los aspectos medioambientales como en los biológicos, económicos y sociales.

Creemos que los conocimientos generales que se incluyen en este libro, aunque se refiere a la Ría de Vigo, son válidos para cualquier lugar de la costa. Por ello esperamos que pueda ser de utilidad más allá de nuestra Ría, tanto en Galicia como en el resto de España. Por otra parte, se pretende que esta obra constituya una aportación a las actividades de celebración del “Año Internacional del Planeta Tierra”..

Para terminar esta breve introducción, queremos agradecer, muy sinceramente, a todos los autores su desinteresado trabajo para haber podido finalizar en un tiempo más que razonable este libro. Y a sus instituciones de procedencia: Centro Oceanográfico de Vigo del IEO, Instituto de Investigaciones Marinas del CSIC, Universidad de Vigo, Centro Tecnológico del Mar - Fundación CETMAR-Grupo de Seguimiento das Pesquerías de Baixura de Galicia, Instituto Tecnológico para o Control do Medio Mariño de Galicia (INTECMAR), Instituto Galego de Formación en Acuicultura (IGAFA), Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos y a la empresa Applus + LABAQUIA S.A. y al Concello de Vigo por haber auspiciado durante 10 años el Observatorio Medioambiental de la Ría de Vigo a través de la Fundación Provigo.

Y finalmente queremos agradecer de un modo muy especial a la Concellalía de Cultura e Animación Sociocultural del Concello de Vigo y al Instituto de Estudios Vigueses por promover con tanto entusiasmo la publicación de este libro.

Los Editores.

I

LOS FONDOS DE LA RÍA DE VIGO

Composición, distribución y origen del sedimento

Federico Vilas Martín, Catedrático U. de Vigo / Daniel Rey García, Catedrático U. de Vigo / Belén Rubio Armesto, Profesora Titular U. de Vigo / Ana Bernabeu Tello, Profesora Titular U. de Vigo / Gonzalo Méndez Martínez, Profesor Titular U. de Vigo / Ruth Duran Gallego, Dra. en CC. Mar, U. de Vigo / Kais Mohamed Falcón, Dr. en CC. Mar, U. de Vigo

1. INTRODUCCIÓN

2. CONTEXTO GEOLÓGICO DE LA RÍA DE VIGO

- 2.1. Fisiografía de la ría
- 2.2. Geología de la ría

3. CARACTERIZACIÓN DEL RELLENO SEDIMENTARIO DE LA RÍA DE VIGO

- 3.1. Textura
- 3.2. Composición
- 3.3. Ambientes sedimentarios singulares: Las Playas
- 3.4. Evolución vertical
 - 3.4.1. Diagénesis temprana
 - 3.4.2. Génesis de gas en los sedimentos de la Ría de Vigo
 - 3.4.3. Evolución de la ría desde el Último Máximo Glacial

4. RECURSOS MINERALES MARINOS EN LA RÍA DE VIGO

- 4.1. Áridos
- 4.2. Placeres (minerales pesados)
- 4.3. La sal marina

1. INTRODUCCIÓN

El término “ría” es un antiguo nombre usado en Galicia para denominar a los profundos entrantes de la costa, especialmente desarrollados en su vertiente atlántica. Ya desde el siglo XV, el diccionario castellano-latino de Elio Antonio de Nebrija, recoge una definición formal de ría como puerto de río, *ostium fluminis*. En la literatura científica, la introducción del término ría no tuvo lugar hasta finales del siglo XIX, como resultado del trabajo del geógrafo y geólogo alemán, Ferdinand von Ritschthofen en 1886.

El interés científico de las rías, en particular de la Ría de Vigo, se limitó durante siglos a la investigación desarrollada en torno a la costa, y casi exclusivamente orientada al conocimiento hidrográfico necesario para la elaboración de cartas náuticas y derroteros.

Esta información, cuya calidad alcanzó cotas notables a finales del s. XVIII, sentó las bases para su definición y caracterización morfológica, proporcionando un importante registro del estado del litoral en el pasado próximo, y por tanto de su evolución geológica más reciente. Desde entonces, la atención científica de las rías se ha diversificado, abordándose su estudio desde múltiples disciplinas científicas, especialmente desde la biología y la química. La investigación sobre las características geológicas se generalizó con cierto retraso respecto a estos campos, siendo destacable el esfuerzo investigador realizado a partir de la segunda mitad del siglo XX. Desde entonces, se ha avanzado mucho en el conocimiento de la geología de las rías, especialmente de las Rías Baixas, a partir de la intensa labor científica en el seno del Departamento de Geociencias Marinas y Ordenación del Territorio de la Universidad de Vigo, así como del Instituto Español de Oceanografía (IEO) y el Instituto Geológico y Minero de España (IGME). Sin embargo, este conocimiento es todavía muy limitado, y es necesaria una generalización y sistematización de su estudio tanto dentro como fuera de nuestras fronteras.

Tradicionalmente, los medios marinos costeros con influencia fluvial han sido definidos como estuarios (del latín *aestus*, marea). Esta es la razón por la que tanto la Ría de Vigo, como el resto de las rías gallegas, han sido clasificados en múltiples ocasiones como es-

tuarios. Esta definición atiende sobre todo a criterios fisiográficos o geomorfológicos, sin tener en cuenta otra serie de características como el escaso dominio de la circulación estuarina en las rías. En este sentido, Fairbridge ya establece en 1980 una diferenciación de las rías basada en criterios fisiográficos, considerándolas como un tipo específico de estuario.

Más recientemente, en 2002, Vilas propone una revisión del concepto ría, sugiriendo su consideración como un medio sedimentario con características propias. Esta revisión está fundamentada en la división de las rías en dos zonas bien diferenciadas en función del predominio de los procesos marinos frente a los fluviales: la zona externa y la zona interna (Fig. 1). En torno al 80% del área total de las rías estaría sometida al dominio de procesos marinos marcadamente definidos por la acción del oleaje y de las mareas, a los que también se incorporan los fenómenos estacionales de afloramiento (Fig. 1). Por el contrario, en su parte más interna, predominarían los procesos de estuario, debido a una influencia más significativa de los ríos que desembocan en estas zonas. Esta división se refleja en las características sedimentarias de los fondos, de tal modo que en la zona externa se desarrolla una distribución más heterogénea de sedimentos terrígenos y biogénicos en sentido transversal, mientras que a lo largo del eje principal se distribuyen depósitos de sedimentos fangosos, ricos en materia orgánica. La zona estuárica se restringe tan sólo a la desembocadura de los cauces fluviales, y se caracteriza por la existencia de llanuras intermareales fangosas que bordean la zona de entrada del río en el área. Esto da lugar a un sistema canalizado en el que se organizan variadas formas arenosas de lecho equivalentes a las que se presentan en los estuarios influidos por la marea (Fig. 1).

Desde otro punto de vista, de la investigación realizada en las rías se derivan otros campos de investigación aplicada en temas relacionados con el impacto humano sobre el medio ambiente. La importancia socioeconómica de las rías, y entre ellas la Ría de Vigo, se basa principalmente en su alta productividad y atractivo turístico. Estos factores la hacen especialmente susceptible a los cambios que resultan de las actividades humanas asociadas a la explotación de sus recursos naturales, cuya existencia depende de forma importante de sus caracterís-

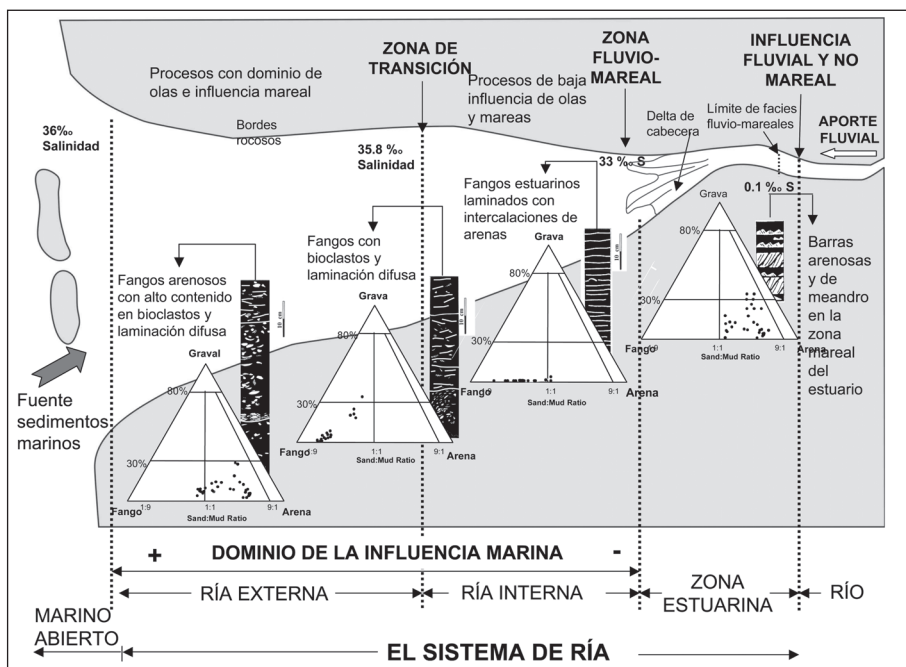


Figura 1. Diagrama que muestra los principales dominios, procesos y facies sedimentarias a lo largo de una ría (Vilas, 2002).

ticas geomorfológicas, oceanográficas y sedimentarias y de cómo éstas responden a la creciente presión humana sobre la ría.

El conocimiento de los fondos sedimentarios de las rías es de gran interés tanto desde el punto de vista científico como económico. Este último aspecto está relacionado principalmente con la alta productividad de las rías, que da lugar a una intensa explotación de diferentes especies de bivalvos. El tipo de fondo es un factor crítico en el desarrollo de zonas económicamente rentables para la extracción de bivalvos, ya que éste condiciona su crecimiento. Por otra parte, estas actividades también modifican el sustrato de forma importante, como por ejemplo la gran cantidad de fango rico en materia orgánica excretado por los mejillones y depositado bajo los polígonos de bateas. En este sentido, es imperativo conocer la influencia

de estos procesos en el medio, para así poder estimar su impacto en las comunidades bentónicas y en la dinámica sedimentaria.

La gestión integrada de la ría en busca de una explotación sostenible de sus recursos exige una base de datos extensa y precisa de los procesos naturales, así como del impacto antrópico sobre éstos, diagnósticos sobre su potencial económico y ecológico, análisis de normativas y experiencias en implantación de herramientas de gestión. En este sentido y durante las dos últimas décadas, las instituciones mencionadas han desarrollado un intenso programa de investigación centrado en el estudio de detalle de las rías, desde un punto de vista geoambiental. Los resultados de estos estudios aportan información precisa acerca de la distribución actual de sedimentos, los factores que controlan su distribución, composición, acumulación y evolución postsedimentaria. Estos aspectos son importantes para establecer la calidad analítica de sus fondos y su estabilidad geotécnica, valorar sus recursos minerales, o establecer el papel que juegan en el cambio climático.

Estos trabajos, de los que aquí se resumirán los aspectos más relevantes, constituyen una importante fuente de información acerca de los sedimentos actuales y de las condiciones ambientales presentes y pasadas, aspectos de gran utilidad para establecer su singularidad como sistema natural y constituyen una herramienta útil en los planes de desarrollo costero y marítimo. En términos de investigación básica, los estudios de distribución de sedimentos, hacen posible entender la génesis, evolución y procesos pasados y presentes en las rías.

2. CONTEXTO GEOLÓGICO DE LA RÍA DE VIGO

2.1. *Fisiografía de la ría*

La Ría de Vigo posee unas características fisiográficas particulares, que a grandes rasgos consisten en una morfología en planta en forma de triángulo, un perfil transversal en forma de valle en artesa muy amplio, y un perfil longitudinal de suave pendiente hacia el

mar (Fig. 2). La boca de la ría, en su parte más ancha, alcanza entre 8 y 12 km de longitud. La parte interna es mucho más estrecha, con una longitud de entre 1 y 3 km. La topografía del fondo de la ría presenta un canal central con dirección NE-SO que alcanza profundidades de hasta 60 metros en la parte más externa, en su boca sur, mientras en la boca norte no se superan los 25 metros. La zona más angosta de la Ría de Vigo se sitúa en el Estrecho de Rande, en donde se registran profundidades de hasta 35 m. A partir de este punto y hacia el interior, en la Ensenada de San Simón, el fondo asciende rápidamente hasta alcanzar los 10 metros de profundidad, con una profundidad media en esta zona más interna de 7 metros, dando lugar al fondo a una extensa marisma.

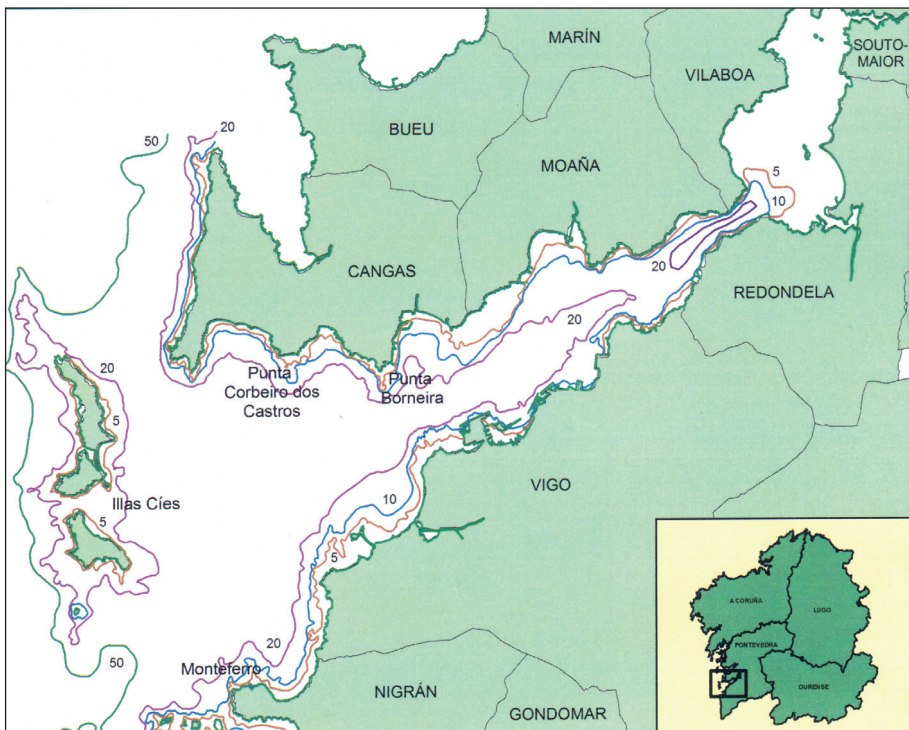


Figura 2. Mapa de la Ría de Vigo.

A partir del mapa batimétrico se pueden diferenciar dos zonas. Hacia el NE se observa un canal bastante abrupto, que contrasta con el fondo relativamente plano existente en la parte externa hacia el SO. La separación entre ambas zonas se sitúa aproximadamente entre Punta Corbeiro y Punta Borneira (Fig. 2). Los fondos más próximos a la costa son los más irregulares y abruptos, con pendientes fuertes correspondientes a la continuación de los afloramientos de tierra, como por ejemplo en las proximidades de Monteferro, en la costa sur.

2.2. Geología de la ría

Desde el punto de vista geológico, la costa de Galicia se sitúa dentro del cinturón orogénico Hercínico. En la región de la Ría de Vigo (Fig. 3a), las formaciones sedimentarias recientes, de época Cuaternaria, son escasas y de poco espesor, y se corresponden principalmente con sedimentos de terrazas, llanuras mareales, marismas, playas y dunas. Éstas se desarrollan indistintamente sobre un sustrato de rocas íg-

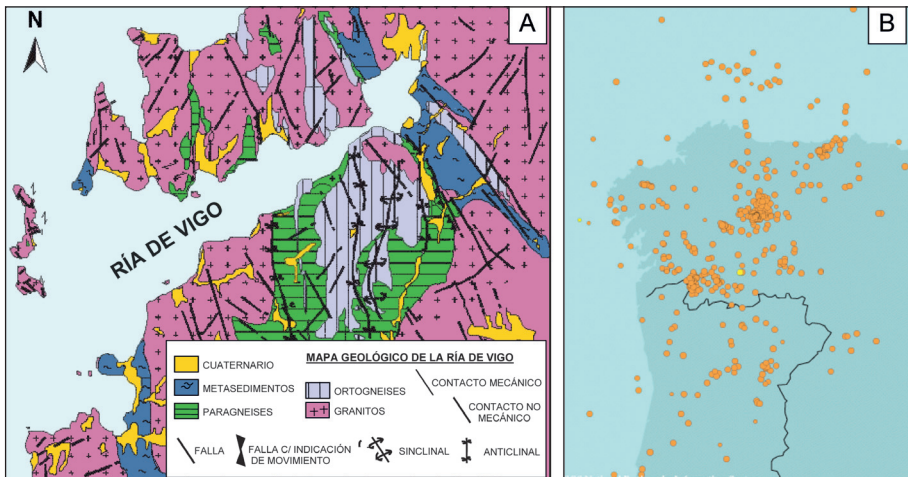


Figura 3. (a) Mapa geológico de la Ría de Vigo. Modificado de Rubio et al., 1981 y García-García, 2002. (b) Movimientos sísmicos de Galicia. Modificado de <http://meteo.pt>, <http://www.geo.ign.es>

neas y metamórficas, fundamentalmente granitos, gneises o esquistos. En relación a estos últimos, formados entre el Precámbrico y el Silúrico, se distinguen en esta zona dos importantes complejos, el Complejo Vigo-Pontevedra y el Complejo Cabo Home-A Lanzada. El límite entre ambos es un contacto poco marcado, debido posiblemente a la alteración de las rocas y a su deformación tectónica.

Los procesos tectónicos superpuestos al basamento Hercínico han dado lugar a la generación de importantes sistemas de fracturación, con unas orientaciones bien definidas en direcciones SO-NE, N-S y ONO-ESE. Algunas de estas fracturas fueron reactivadas durante el Mioceno-Plioceno, produciendo basculamientos de bloques que pueden haberse extendido hasta el período geológico más reciente del Cuaternario.

Las hipótesis más aceptadas acerca del origen de las rías lo relacionan con la actividad tectónica asociada al levantamiento Alpino, a la erosión fluvial a favor de las fallas y al efecto de las variaciones cíclicas del nivel del mar. En el mismo contexto tectónico del margen de Galicia descrito por Boillot y Malod en 1988, García-Gil *et al.* sugieren en 1999 que su morfología es una combinación de la existencia de fallas, responsables de los levantamientos regionales y locales, y de basculamientos de bloques tanto hacia el ONO como al NNE, así como de la erosión preferente a favor de dichas fracturas.

Los sistemas de fallas descritos parecen tener relación con la generación de seísmos en el NO de la Península Ibérica. La zona gallega suele presentar una actividad sísmica continuada (Fig. 3b), si bien los temblores que se registran son generalmente inferiores a 3 grados en la escala de Richter y por tanto imperceptibles para la población. Sin embargo, desde finales de 1995 se han registrado seísmos de magnitud media, alcanzando 5.1 grados en 1997. Éstos parecen estar relacionados con las estructuras orientadas NE-SO, y en menor medida con las estructuras de dirección N-S. Estas orientaciones se reflejan de forma muy característica en la Ría de Vigo, cuya dirección principal es NE-SO, cambiando en la Bahía de San Simón a N-S debido a la intersección con una falla en esta dirección que recorre toda la vertiente atlántica de Galicia hasta el norte de A Coruña.

3. CARACTERIZACIÓN DEL RELLENO SEDIMENTARIO DE LA RÍA DE VIGO

3.1. Textura

La textura de un sedimento está principalmente determinada por el tamaño medio de las partículas y por la proporción existente entre las distintas clases de tamaño de los sedimentos. Para su caracterización se utilizan, principalmente, tres fracciones de tamaño de grano, siendo el porcentaje en peso de cada una la forma más habitual de presentar los datos texturales de un sedimento. Estas fracciones son: gravas, que incluye las partículas mayores de 2 mm; arenas, las comprendidas entre 2 y 0.063 mm; y fangos, que incluye las partículas menores de 0.063 mm.

La distribución de sedimentos del fondo actual de la Ría de Vigo muestra una tendencia general longitudinal orientada a lo largo del eje de la ría (Fig. 4). Los sedimentos de tamaño más fino se localizan

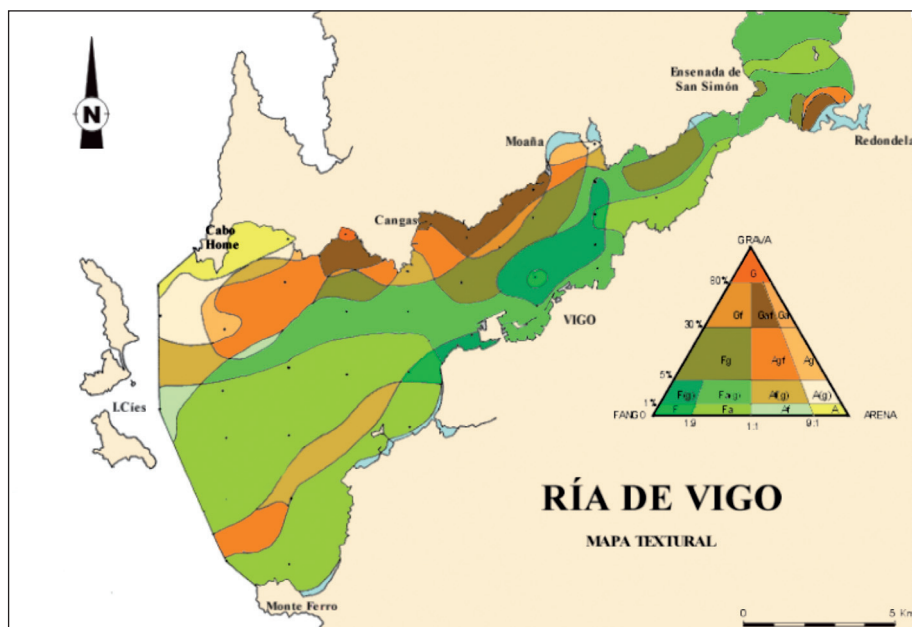


Figura 4. Mapa de distribución de sedimentos de la Ría de Vigo (Vilas et al., 1995).

en las partes más internas y a lo largo del eje de la ría, y son más gruesos en las partes media y externa. Los sedimentos más fangosos se extienden desde las partes más someras (ensenada de San Simón) en la parte más interna, donde ocupan la zona central y sur de la ría, hasta la zona más externa, donde aparecen sólo en las partes más profundas (entre 20 y 50 m de profundidad). Alrededor de este eje (NE-SO) de sedimentos finos, se extiende una banda de fango con gravas que marca la transición hacia sedimentos más gruesos que llegan a tapizar la parte más externa de la ría hacia el norte. Cerca ya de la costa, a profundidades bastante someras, nos encontramos con fondos de arena que muestran continuidad con las playas de la costa (Fig. 4). En la zona norte de la ría, estas arenas se distribuyen como un cinturón continuo a lo largo de toda la costa, desde la zona interna hasta la zona más externa de la ría. En la zona sur, por el contrario, aparecen dispersas a modo de parches entre sedimentos más finos y sólo en la parte más externa aparecen de forma más continua. Los sedimentos menos frecuentes en la ría son las gravas de origen terrígeno, que aparecen sólo en las desembocaduras de los ríos Oita-vén-Verdugo y puntualmente en otras zonas de la ensenada de San Simón o en algunos puntos de la costa norte (Fig. 4).

La información que proporciona la distribución textural de los sedimentos es muy útil desde el punto de vista hidrodinámico, ya que los sedimentos en los que predominan las fracciones gravas indican unas condiciones de mayor energía que los sedimentos arenosos. Así mismo, los sedimentos ricos en fangos indican condiciones de tranquilidad hidrodinámica que permite la decantación de las partículas finas.

La comparación entre la textura de los sedimentos de la Ría de Vigo y los del estuario de Dyfi a través del diagrama de Fleming, considerando los modelos hidrodinámicos de Pejrup y Fleming, permite observar cómo los sedimentos de la ría y el estuario reflejan condiciones hidrodinámicas muy específicas. Las rías son más energéticas y presentan una distribución de sedimentos muy específica, relacionada con las condiciones de sedimentación. Tal como propuso Fleming, se observa un gradiente en la concentración de fango a lo largo de la ría, aunque reflejando condiciones más energéticas que en el caso de los estuarios. En la Ría de Vigo, las muestras con un ma-

yor contenido de arena (más del 30%) se localizan en los márgenes de la ría, mientras que las fracciones más finas (con contenidos en arcilla entre el 25% y el 45%) se distribuyen a lo largo del eje y en las partes más protegidas de la ría (Fig. 5a).

Esta distribución está muy relacionada con las variaciones en las condiciones energéticas en la ría, que a su vez están determinadas por las características morfológicas de la ría. La geomorfología determina la influencia marina que está asociada fundamentalmente al movimiento del oleaje, el cual predomina espacialmente sobre la acción mareal o fluvial. La influencia mareal está restringida a las partes más internas y someras de la ría, donde se desarrollan canales mareales, y se intensifican las corrientes mareales por la presencia del estrecho de Rande. La influencia fluvial está limitada a las áreas más próximas a los ríos, donde los sedimentos gruesos son transportados y depositados en la desembocadura, al no haber suficientes procesos energéticos que distribuyan el material.

En relación al oleaje, su influencia en las rías está controlada por dos factores fundamentales: la profundidad, que como hemos visto varía entre 50 metros en el eje central y parte externa y 5-10 metros en la parte más interna; y el efecto de apantallamiento provocado por las islas Cíes. El nivel de base del oleaje (profundidad a partir de la cual la ola siente el fondo) se estimó entre 50 y 75 metros para un oleaje típico en nuestra zona, profundidad que no se excede en las rías. Esto significa que la mayoría de las olas que inciden en la ría, interaccionan con el fondo sedimentario, siendo mayor su influencia en las zonas más someras. Así, en las zonas más profundas, la sedimentación de los materiales más finos se ve favorecida por la profundidad, ya que el efecto de las olas sobre estos fondos profundos es más reducido, a lo que se suma el efecto de apantallamiento de las Islas Cíes, que reducen la entrada del oleaje.

3.2. Composición

Del mismo modo que la hidrodinámica controla la distribución textural de los sedimentos superficiales, su composición también

está determinada por estos procesos. Las arenas y las gravas, predominantes en los márgenes de la ría, están compuestas principalmente por fragmentos bioclásticos calcáreos y silíceos, así como por minerales terrígenos como cuarzo, feldespato potásico, feldespato sódico, moscovita y biotita. Éstos proceden de la erosión de las rocas ígneas (granitos) y metamórficas (gneises) predominantes en la región, de las que constituyen la fracción mayoritaria. Los bioclastos de la Ría de Vigo están compuestos mayoritariamente por carbonato cálcico (CaCO_3), cuyo origen en estos sedimentos es exclusivamente biológico, generado principalmente por moluscos, crustáceos, equi-

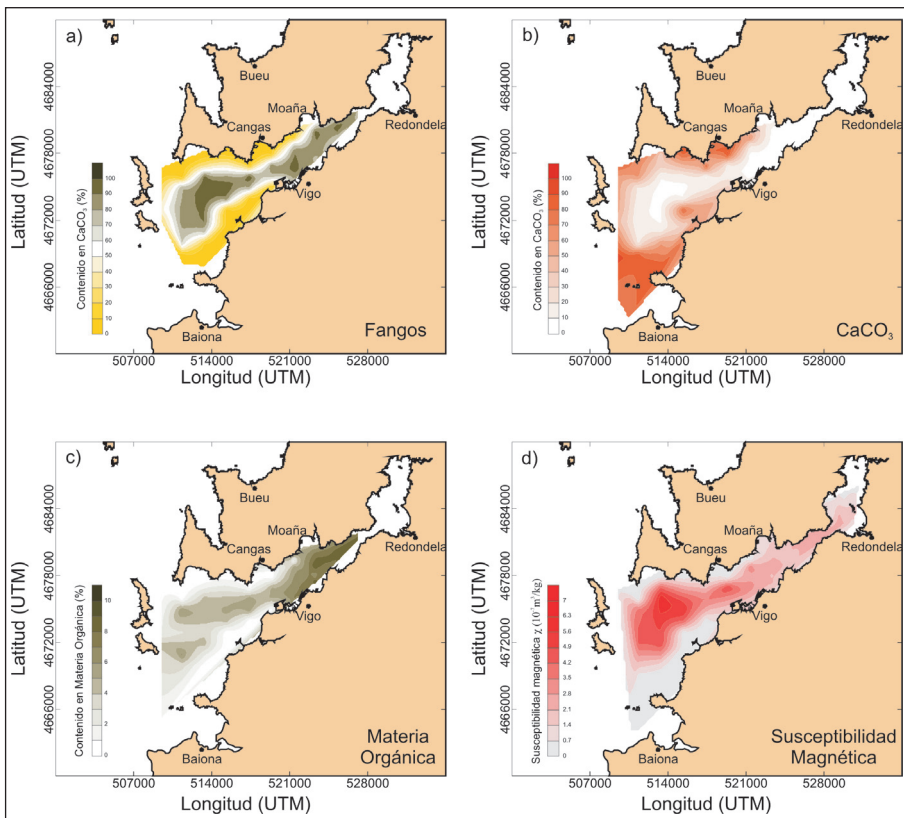


Fig. 5. Mapas de distribución del contenido en a) Fangos; b) CaCO_3 ; c) Materia orgánica; d) Susceptibilidad magnética, de los sedimentos superficiales de la Ría de Vigo.

nodermos y algas calcáreas. Debido a la estrecha relación que existe entre estos fragmentos bioclásticos y los sedimentos de tamaño más grueso, el CaCO_3 muestra una distribución paralela a la de las arenas y gravas (Fig 5b). Su abundancia es mayor en las márgenes de la ría y hacia las zonas más externas, más expuestas a la acción del oleaje. En estas zonas se alcanzan valores superiores al 90% de contenido en CaCO_3 . Generalmente, la costa norte se caracteriza por un mayor contenido en CaCO_3 , debido a la mayor exposición al oleaje de la Península de O Morrazo. Por el contrario, en el eje de la ría y en las zonas del interior, donde el oleaje ejerce una menor influencia, el porcentaje de CaCO_3 es generalmente inferior al 30%. En la Ensenada de San Simón se registran valores en torno al 3%, que ocasionalmente pueden incrementarse por encima del 30% en áreas de intensa explotación de bivalvos.

Los componentes principales de los sedimentos fangosos son principalmente minerales de arcilla, como caolinita, illita y vermiculita, así como cuarzo y feldespatos potásicos y sódicos. En la figura 6 se muestra como ejemplo la distribución de cuarzo, apreciándose claramente el paralelismo entre el contenido de este mineral y los sedimentos fangosos (Fig. 5a), y las diferencias con la distribución de carbonatos de origen biogénico (Fig. 5b), predominantes en las arenas y las gravas. La materia orgánica es un componente importante de estos sedimentos dadas sus implicaciones en cuanto a la composición y evolución post-deposicional de los mismos, como se verá en la sección 3.4.1 y 3.4.2. Este componente muestra un patrón de distribución paralelo al de los sedimentos fangosos (Figs. 5a y 5c), con mayores abundancias en el eje central de la ría y en las zonas internas. Esta asociación es consecuencia de la afinidad de la materia orgánica por los sedimentos arcillosos, a los cuales se absorbe y en ocasiones aglutina, acelerando su depósito. La concentración de materia orgánica en los sedimentos de la Ría de Vigo alcanza valores muy altos, entre 2 y 10%, especialmente si se comparan con los de sedimentos oceánicos profundos, generalmente inferiores al 0.5%. Esta abundancia es consecuencia de la elevada producción biológica de la ría, potenciada por la influencia del afloramiento costero o “upwelling”, que introduce nutrientes en la ría, fomentando así la fotosíntesis.

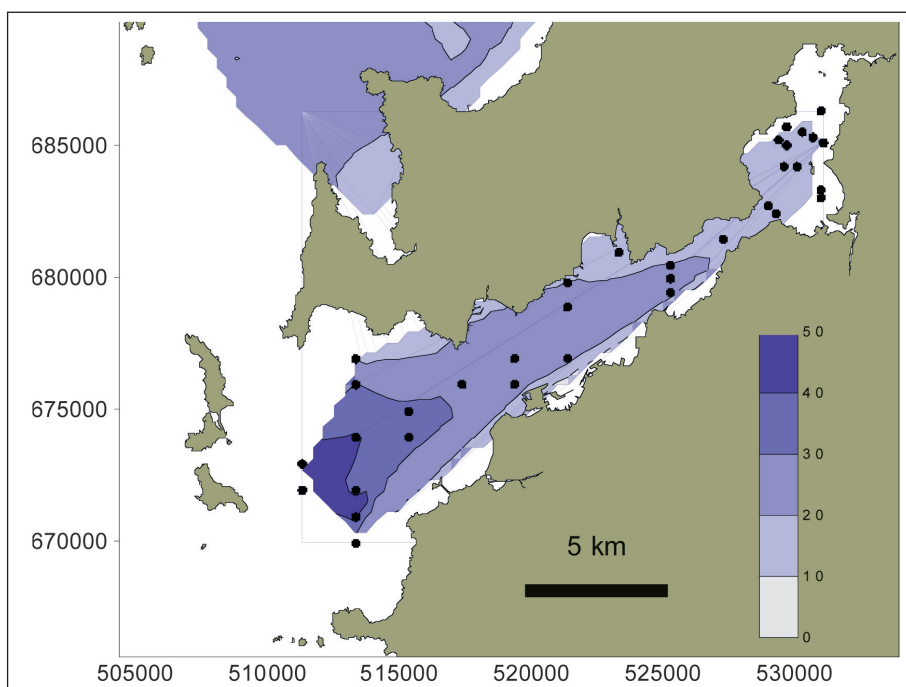


Fig. 6. Mapa de distribución del contenido en cuarzo en la Ría de Vigo. La distribución de este mineral es muy similar a la de sedimentos fangosos, debido a la elevada proporción de carbonatos biogénicos en las arenas y gravas.

Desde el punto de vista medioambiental, la materia orgánica ejerce un papel muy significativo, debido a su asociación con determinados metales contaminantes acumulados en los sedimentos. Esta relación fue analizada en la Ría de Vigo por Rubio *et al* en 2000., quienes encontraron una elevada correlación entre el contenido en materia orgánica y algunos metales pesados, como el cromo, el zinc y el plomo. En ambientes costeros con una elevada actividad antrópica es importante considerar esta asociación cuidadosamente, especialmente cuando existe una importante industria alimentaria basada en la extracción o cultivo de recursos vivos marinos. En el caso de la Ría de Vigo, los mejillones cultivados en bateas filtran diariamente una gran cantidad de agua para obtener la materia orgánica

de la que nutrirse. Esto supone un riesgo de incorporación de los metales pesados asociados a ésta en sus tejidos, y finalmente en el hombre. Por otra parte, los mejillones excretan una gran cantidad de partículas finas enriquecidas en materia orgánica que se depositan debajo de las bateas, constituyendo una fuente muy importante de este componente en los polígonos de cultivo.

Además de los componentes ya citados, los sedimentos de la Ría de Vigo también contienen otros minerales de origen detrítico, biogénico, autigénico (*i.e.* generados *in situ*), y antropogénico (derivados de las actividades humanas). Entre los minerales detríticos son frecuentes los minerales accesorios que forman parte de las rocas ígneas y metamórficas de la región, tales como los granates, turmalina, piroxenos, ilmenita, goetita, magnetita. Ocasionalmente algunos de estos minerales, con frecuencia los granates, pueden aparecer formando acumulaciones de gran entidad en playas y zona submareal, fácilmente reconocibles por su coloración diferente a la de las arenas circundantes, y que reciben el nombre de placeres.

La magnetita es uno de los minerales pesados presentes entre los numerosos componentes de los sedimentos de la Ría de Vigo. Este mineral forma parte de un grupo destacable debido a que exhiben un comportamiento magnético similar al de los imanes convencionales, denominado ferromagnetismo. A este grupo también pertenecen la hematites y la goetita, también presentes en estos sedimentos (Fig. 7a). Este grupo de minerales es interesante ya que permite el estudio de los procesos antrópicos, hidrodinámicos, geoquímicos, etc., mediante el estudio de las propiedades magnéticas del sedimento. Estos minerales se encuentran principalmente asociados a los fangos, como demuestra el paralelismo existente entre la distribución de la susceptibilidad magnética, un parámetro magnético dependiente de la concentración de minerales magnéticos, y la distribución de fangos (Fig. 5d).

Los minerales biogénicos más comunes en la Ría de Vigo son los polimorfos del CaCO_3 , calcita y aragonito. Estos minerales son segregados por algunos organismos para construir sus estructuras duras de soporte y protección. Otro componente biogénico de menor importancia porcentual es el ópalo amorfo, sintetizado por esponjas, diatomeas y radiolarios, entre otros. Además de estos biominerales amplia-

mente conocidos, los sedimentos fangosos de la Ría de Vigo contienen otro biomineral muy particular, la magnetita biogénica. La magnetita no es exclusiva del reino mineral, sino que existen muchos organismos capaces de sintetizarla (moluscos, aves, etc.). Sin embargo, los mayores productores de biomagnetita a nivel global son las bacterias magnetotácticas. La magnetita bacteriana existente en los sedimentos de la Ría de Vigo (Fig.7b) aparece en forma de cristales microscópicos, en ocasiones formando cadenas de longitud variable. Generalmente, estos microorganismos sintetizan magnetita en su inte-

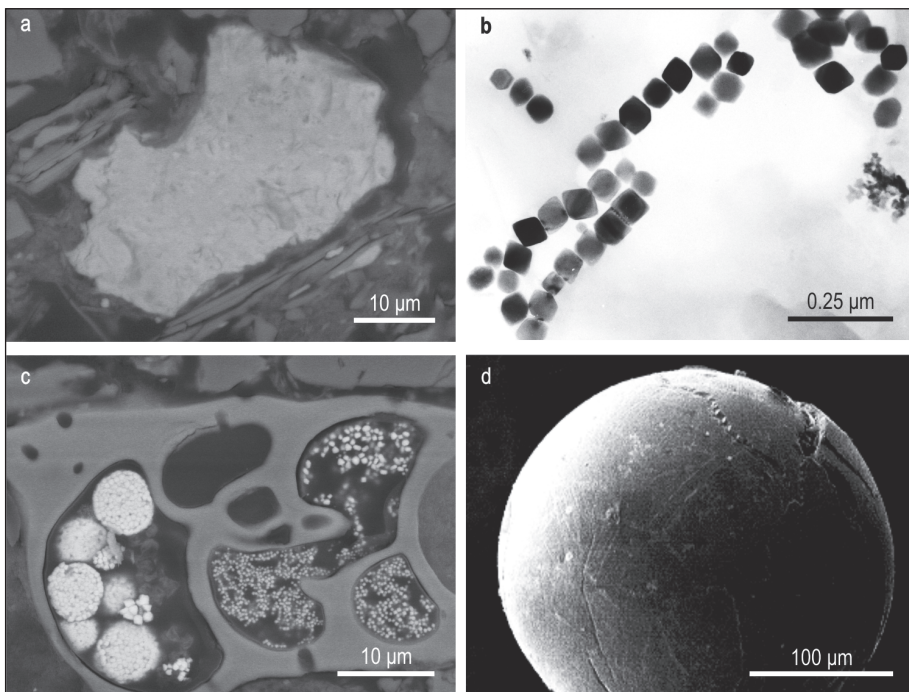


Fig. 7. Microfotografías al microscopio electrónico de algunos minerales típicos de los sedimentos de la Ría de Vigo. a) Mineral detrítico rico en Fe, probablemente una ilmenohematita procedente de la erosión de las rocas ígneas o metamórficas de la región. b) Cadena de cristales de magnetita bacteriana procedente de los sedimentos superficiales de la Ría de Vigo. c) Sulfuros de hierro, pirita principalmente, con morfología framboidal precipitados en microambientes ricos en materia orgánica en el interior de un organismo calcáreo. d) Ceniza volante con morfología esférica de origen antropogénico.

rior, que disponen en forma de cadenas que emplean a modo de brújula microscópica para detectar el campo magnético terrestre. Esta “biobrújula” permite a las magnetobacterias localizar fácilmente las posiciones arriba y abajo, ya que a tamaños microscópicos y en un fluido denso como el agua la gravedad no es una fuerza tan efectiva.

Los minerales autigénicos son aquellos generados en el propio sedimento como consecuencia de la modificación de las condiciones existentes en el momento de su depósito. Los más comunes en la Ría de Vigo son principalmente las glauconitas y los sulfuros de Fe, principalmente pirita. Las glauconitas son silicatos de aluminio, potasio, hierro, magnesio y sodio, frecuentes en sedimentos arenosos finos y ligeramente reductores. Generalmente aparecen en forma de reemplazamientos de carbonatos biogénicos, sobre todo de esqueletos de foraminíferos de tamaño inferior a 0.5 mm. Sin embargo, el mineral autigénico más abundante en las rías es la pirita, un sulfuro de hierro producto del establecimiento de condiciones anóxicas en los sedimentos durante la diagénesis temprana. Este proceso se explicará con más detalle en el apartado 3.4.1. La pirita es frecuente en zonas donde la concentración de materia orgánica es elevada, principalmente en las zonas profundas del eje central de la ría y en zonas interiores. Generalmente presenta morfologías framboidales, compuestas por multitud de cristales microscópicos (Fig.7c).

Por último, los compuestos de origen antropogénico son otros de los componentes comunes en los sedimentos de la Ría de Vigo. La morfología de estas partículas antrópicas es generalmente esférica (Fig. 7d), indicativa de un origen relacionado con procesos de combustión, en cuyo caso se denominan cenizas volantes. Estas cenizas proceden de la quema de combustibles y de actividades industriales, incorporándose a la ría a partir de la precipitación atmosférica y de la escorrentía superficial.

3.3. *Ambientes sedimentarios singulares: Las Playas*

Uno de los medios de sedimentación más singulares y mejor estudiados de la ría de Vigo lo constituyen las playas. Las playas, como he-

mos visto, están situadas en ambos márgenes de la Ría de Vigo y son playas de las denominadas encajadas o “pocket beaches” en terminología anglosajona. Se pueden diferenciar dos tipos de playas: a) playas naturales, aquellas que conservan el perfil completo incluido un cordón dunar, como son las playas de Barra y Liméns y; b) playas urbanas, con construcciones en la parte más distal de su tramo supramareal, paralelas a la línea de costa. La longitud de estas playas puede variar desde una centena de metros, como en el caso de la playa de Arealonga hasta casi 2 km como en el caso de las playas de Patos y Samil.

Tanto la morfología como las características del sedimento de estas playas están condicionadas por la relación entre la influencia mareal y la del oleaje. Este equilibrio viene determinado fundamentalmente por la localización de la playa dentro de la ría.

Las playas del margen sur poseen perfiles con un rango de pendiente amplio, reflejando la mayor variación de las condiciones energéticas en esta zona de la ría, desde las playas más expuestas, como Patos, hasta las más protegidas, como Arealonga. En el margen norte, el rango de pendientes de los perfiles de playa es menor, y con valores más altos, debido a condiciones de menor energía incidente, propiciadas por la presencia de las Islas Cíes. La pendiente media también muestra una tendencia creciente hacia el interior de la ría, donde el efecto del oleaje disminuye notablemente (Fig. 8).

Así, se pueden definir dos perfiles tipo, o topografías características diferenciables en las playas de la Ría de Vigo. El perfil tipo externo, típico de las playas más abiertas al oleaje, presenta una pendiente intermareal uniforme, como el de las playas ubicadas en la zona externa de ambos márgenes (Barra, Rodeira, Vilela, Patos, Vao). El perfil tipo interno, típico de las playas de menor oleaje, está caracterizado por un cambio brusco de pendiente que define dos tramos bien diferenciados, el intermareal alto con un intermareal bajo (casi horizontal). Como ejemplo de este tipo de morfología tenemos las playas de Xunqueira, Domaio y Arealonga, situadas en la parte interna de la ría.

Las características del sedimento que conforma las playas también presentan una variación hacia el interior de la ría. Las playas externas, bajo la acción del oleaje energético, se caracterizan por una

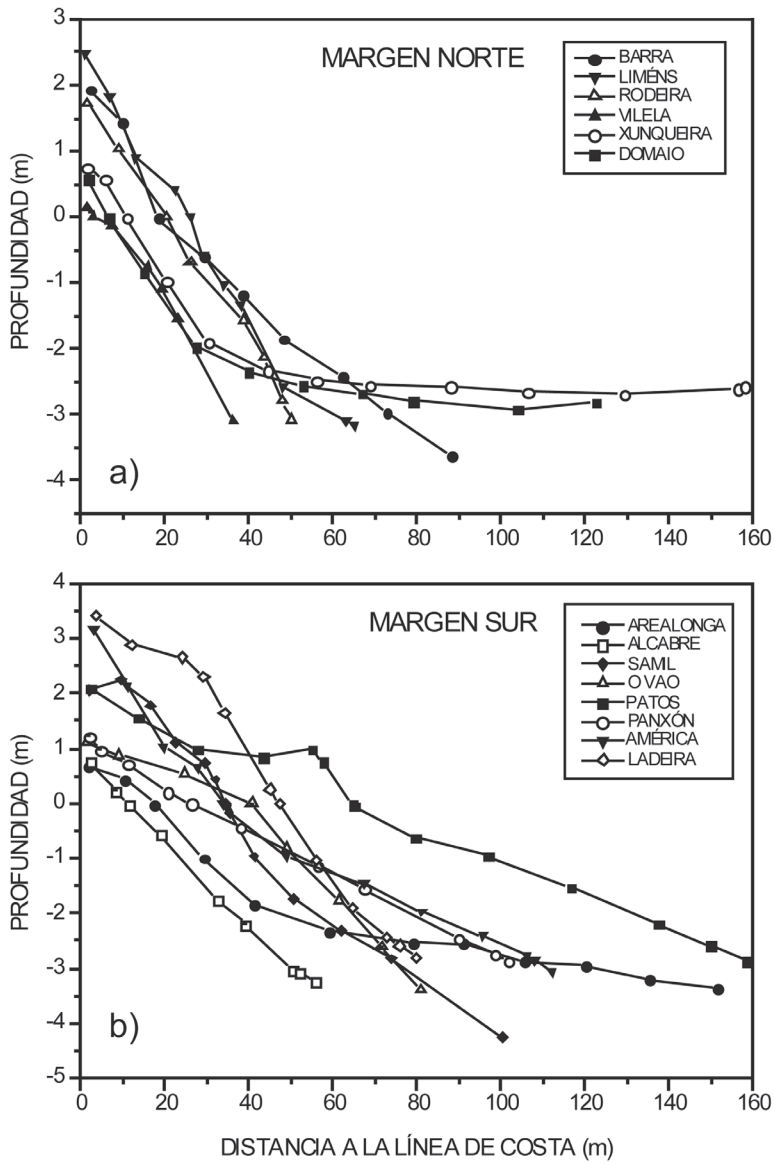


Figura 8. Representación de los perfiles medidos en las playas de la Ría de Vigo: a) Perfiles correspondientes a las playas del margen norte; b) Perfiles correspondientes a las playas del margen sur. Se puede observar como, hacia el interior de la ría, los perfiles de playa van variando su morfología como respuesta a la variación de las condiciones energéticas.

arena media-fina, bien seleccionada y con alto contenido en granos procedentes de las conchas de los organismos marinos (bioclastos). Las playas internas, sometidas a la acción de la marea menos energética, están compuestas por una arena gruesa, pobremente seleccionada y con un bajo contenido en bioclastos, como ejemplo las playas de Xunqueira, Domaio, Arealonga, Alcabre o Ladeira.

3.4. *Evolución vertical*

3.4.1. *Diagénesis temprana*

Los sedimentos marinos no son un compartimento estanco y estático, sino que en ellos tienen lugar multitud de transformaciones químicas e intercambio de materia con el agua y los organismos marinos. Al conjunto de procesos químicos que tienen lugar en los sedimentos una vez se han depositado se le denomina diagénesis temprana. Estos cambios están controlados principalmente por la oxidación de la materia orgánica. Los restos orgánicos son el alimento principal de muchos organismos marinos que viven en el fondo o en estrecho contacto con él. Sin embargo, su transformación final en nutrientes inorgánicos necesarios para la fotosíntesis, se debe principalmente a las bacterias. Esta oxidación, o remineralización, de la materia orgánica consume el oxígeno existente en el agua intersticial de los poros del sedimento. El tamaño de estos poros y su intercomunicación disminuye con el tamaño de grano. De este modo, en los sedimentos fangosos la renovación del oxígeno ocurre a una tasa mucho menor que en los arenosos, con la consiguiente generación de zonas anóxicas en áreas de elevado contenido en materia orgánica.

La diagénesis temprana en la Ría de Vigo ocurre de forma muy intensa en los fangos del eje central y la zona interna, dada su menor renovación de oxígeno y alto contenido en materia orgánica. En estos sedimentos el oxígeno se agota con suma rapidez, generalmente a escasos centímetros de la superficie. En estas condiciones el sedimento adquiere progresivamente condiciones subóxicas, con concentraciones de oxígeno inferiores a lo normal, y finalmente anóxicas, en las que el oxígeno desaparece por completo (Fig. 9). Sin

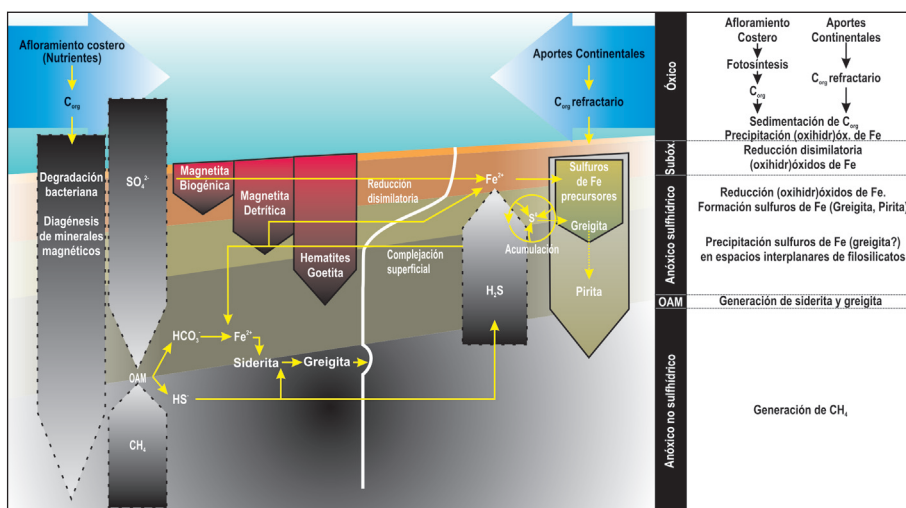


Fig. 9. Modelo simplificado de evolución diagenética en los sedimentos de la Ría de Vigo. Se muestra a modo de ejemplo la evolución de los distintos minerales magnéticos con el progreso de la diagénesis.

embargo, la oxidación de la materia orgánica sigue produciéndose incluso en ausencia de oxígeno. Para ello, las bacterias emplean agentes oxidantes alternativos, según la secuencia general descrita por Froelich *et al.* en 1979 en función de su rendimiento energético. Los primeros compuestos en ser consumidos son los nitritos y nitratos, seguidos por los óxidos de manganeso y hierro. Estos óxidos se encuentran inicialmente en estado sólido, pero se van disolviendo a medida que progresa la diagénesis temprana según la secuencia descrita anteriormente. Los compuestos que se emplean en las últimas etapas de la diagénesis temprana son el sulfato y el CO₂ disueltos en el agua de mar.

En el primer caso, el producto resultante es el ácido sulfhídrico (H₂S), responsable del olor a huevos podridos que presentan los sedimentos muy ricos en materia orgánica. Este compuesto reacciona con el hierro liberado durante la disolución de los óxidos y oxihidróxidos de Fe, produciendo pirita de morfología generalmente framboidal (Fig. 7c). Este mineral no se genera directamente, sino que lo

hace en una serie de etapas en las que intervienen distintos sulfuros de hierro precursores. Inicialmente precipitan monosulfuros, responsables de la coloración negruzca de estos sedimentos. Posteriormente estos evolucionan a greigita, pirrotina o mackinawita. Estos intermediarios son interesantes desde el punto de vista de las propiedades magnéticas del sedimento, ya que la greigita y la pirrotina exhiben un comportamiento magnético ligeramente menos intenso que el de la magnetita. La existencia de estos minerales magnéticos en los sedimentos permite el estudio de la diagénesis temprana mediante técnicas de análisis magnéticas, muy sensibles y menos laboriosas que los tradicionales métodos químicos de especiación o fraccionamiento del Fe mediante extracción secuencial con diversos reactivos. Los resultados de estos estudios en la Ría de Vigo, esquematizados en la figura 9, han mostrado que la concentración de minerales magnéticos disminuye rápidamente con la profundidad hasta alcanzar un valor de fondo muy estable. Este comportamiento está relacionado con la disolución diagenética de los óxidos y oxihidróxidos de hierro magnéticos. Una particularidad de las Rías Baixas, y en particular de la Ría de Vigo, es que la profundidad máxima a la que se produce la disolución completa de los óxidos y oxihidróxidos de hierro aumenta hacia la boca de la Ría. Las desviaciones de determinadas zonas de la ría respecto a este patrón general tienen un interés especial, ya que se pueden relacionar con efectos antropogénicos. Como ejemplo, en las proximidades del relleno de Bouzas se ha podido relacionar esta anomalía respecto a la tendencia general con la reoxigenación de sedimentos anóxicos debido a las turbulencias generadas durante el relleno de la ría y/o producidas por el tráfico de grandes buques cargueros.

En la última etapa, la reducción del CO_2 genera metano (CH_4), que como veremos en la sección siguiente se acumula en los sedimentos llegando a generar campos de gas de magnitud considerable. Además, este compuesto es importante desde diferentes puntos de vista: a) Al ser un hidrocarburo tiene interés económico relacionado con su uso como combustible. b) La presencia de este gas en los sedimentos altera su estabilidad, y por tanto es necesaria su evaluación en obras de ingeniería civil y en la evaluación de riesgos geológicos po-

tenciales. c) El metano es un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento más de 20 veces superior al del CO_2 , y por tanto de gran interés desde el punto de vista del calentamiento global.

La generación de condiciones anóxicas con la profundidad tiene otras implicaciones importantes desde un punto de vista medioambiental. Como se ha comentado anteriormente, la mayoría de los metales pesados contaminantes se adhieren a las partículas de sedimentos fangosos. Estos metales acaban depositándose en los sedimentos, lo que constituye un proceso eficaz para su eliminación de la columna de agua. Tanto la formación de sulfuros (como la piritita) en sedimentos anóxicos, como la complejación por materia orgánica son muy importantes a la hora de reducir o minimizar la toxicidad por metales traza. Sin embargo, cuando los sedimentos anóxicos se oxidan los metales se liberan desde los sulfuros a la columna de agua adyacente o al agua intersticial y o bien, se redistribuyen a otras fases geoquímicas del sedimento o bien, pueden interaccionar con la fauna bentónica. Este riesgo ambiental es especialmente delicado en las zonas de producción de organismos para consumo humano, donde estos metales pueden incorporarse a los tejidos de estos animales a través de su alimento, y finalmente trasladarse al ser humano.

3.4.2. Génesis de gas en los sedimentos de la Ría de Vigo

La existencia de sedimentos con gas es un fenómeno frecuente citado a escala mundial y en casi cualquier ambiente. Se denomina gas somero al gas, principalmente metano, procedente de fuentes geológicas naturales y que aparece en los sedimentos marinos hasta profundidades de 1000 metros por debajo de la superficie de los actuales fondos del mar.

Muchos gases (dióxido de carbono, helio, hidrógeno, vapor de agua, sulfuro de hidrógeno, nitrógeno) se producen en ambientes geológicos diferentes, tales como volcanes, fuentes hidrotermales, etc. De entre todos ellos el más común es el metano, que se produce por la degradación de la materia orgánica en ambientes sedimentarios. Se pueden distinguir dos tipos: el metano bacteriano, que se genera cerca del fondo debido a la acción bacteriana sobre la materia orgánica y el

metano termogénico generado a mayor profundidad. En las Rías Baixas, el gas corresponde a metano bacteriano y se acumula preferentemente en los sedimentos cuaternarios más recientes, siendo los 3 a 8 metros de fangos impermeables, de la parte superior de esta unidad sedimentaria, los que actúan como sello del reservorio.

Pero no todo el gas acumulado en los sedimentos queda retenido, sino que parte se escapa de los reservorios a la columna de agua a través del fondo marino. Estos escapes pueden ser continuos o intermitentes, débiles o fuertes, dependiendo de la fuente del gas y del tipo de sedimento. Se pueden detectar de forma directa por la presencia de burbujas que ascienden desde el fondo marino y en los registros acústicos de alta resolución (perfiladores de fondo y ecosondas) por la existencia de turbidez acústica en el agua con formas características de “plumas o penachos” ascendentes (Fig. 10). Este hecho ha sido identificado y analizado recientemente en los registros de las Rías Baixas, realizándose estimaciones preliminares que dan valores de flujo de metano a la atmósfera en la Ría de Vigo de entre 144 y 4135 toneladas/año.

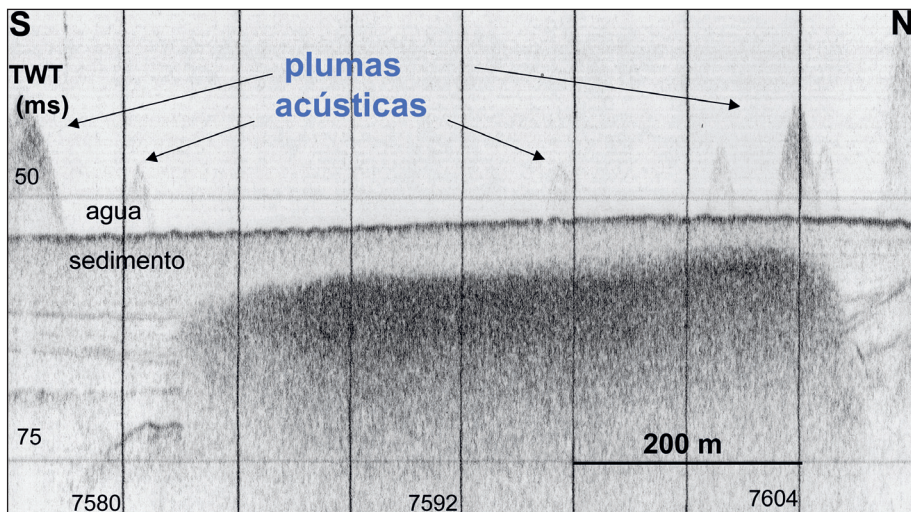


Figura 10. Registro de sismica de alta resolución de la Ría de Vigo donde se pueden ver los escapes de gas desde el sedimento hacia la columna de agua.

La importancia de la presencia de gas en los sedimentos y de su escape radica en diversos aspectos. Los escapes de gas constituyen un notable proceso geológico de removilización e inestabilidad de sedimentos, tal y como se comprueba en los *pockmarks*, volcanes de fango y los grandes corrimientos de tierra submarinos como el famoso deslizamiento de Storrega (Escandinavia).

El gas liberado en las zonas de escapes marinos influye en la productividad marina de ciertas áreas, ya que el metano, gas más frecuente, se oxida generando dióxido de carbono, sulfatos y nitratos que nutren ricas comunidades bacterianas. Estas a su vez alimentan a gusanos tubícolas y bivalvos e incluso permiten la existencia de los denominados arrecifes de aguas frías, cuya existencia no sería posible de no darse estas peculiares condiciones originadas por la presencia de escapes de gas. Además, parte del metano oxidado por las bacterias produce bicarbonato, que se combina con los iones de calcio del agua del mar y puede crear así una costra de caliza sobre el fondo. Otro aspecto importante lo constituye el hecho de que la fuga de metano hacia el agua del mar y de aquí a la atmósfera, puede repercutir en el medio ambiente. En presencia de oxígeno libre, el carbono monoatómico de las moléculas de metano se desprende de los cuatro átomos de hidrógeno y forma dióxido de carbono, el gas con peor reputación en lo que al efecto invernadero se refiere.

3.4.3. Evolución de la ría desde el Último Máximo Glacial.

Para reconstruir la historia geológica de la Ría de Vigo se han aplicado técnicas geofísicas, en particular, métodos sísmicos de reflexión. Estos métodos, debido a su gran poder de resolución y penetración, son las técnicas geofísicas más usadas en el mundo. Se utilizan en la búsqueda de acuíferos, en ingeniería civil, en la exploración y explotación del carbón mineral, y como método imprescindible en la exploración y producción de hidrocarburos. En la actualidad, es muy raro que se perfore ningún pozo exploratorio y/o de desarrollo, sin haberse analizado los datos sísmicos. En el caso particular de las rías se utiliza para la interpretación y modelización del subsuelo, incluyendo el estudio de la evolución de los ambientes

sedimentarios y la reconstrucción de la historia geológica. Su aplicación al estudio de la Ría de Vigo nos permitirá identificar las variaciones del nivel del mar en el pasado registradas en los sedimentos.

La técnica, en forma muy general, consiste en generar ondas sísmicas, utilizando fuentes tales como explosivos, vibradores, etc., y en medir, con equipos de grabación muy sofisticados, el tiempo transcurrido desde la generación de la onda hasta que esta es recibida por los sensores (hidrófonos). A partir de los tiempos de llegada, y conociendo las velocidades de propagación, se puede reconstruir las trayectorias de las ondas sísmicas, que nos darán información sobre las propiedades físicas de los sedimentos y cómo se disponen en el subsuelo.

La información que nos aportan los registros sísmicos se completa con datos de muestras de sedimento, y se correlacionan con cambios en el nivel del mar globales y relativos a otras zonas costeras similares. Así podemos reconstruir la historia de la Ría de Vigo desde el Último Máximo Glacial, hace aproximadamente 20000 años.

Hace unos 30000 años comenzó a nivel global la fase más aguda de la glaciación, el Último Máximo Glacial, que se prolongó hasta hace unos 20000 años. El nivel del mar descendió hasta una cota situada unos 120 metros por debajo de la actual. A partir del análisis de kilómetros de registros sísmicos ha sido posible reconstruir la historia sedimentaria de la Ría de Vigo durante este Último Máximo Glacial. En ese momento, la ría estaba totalmente emergida, presentando una configuración muy diferente de la que conocemos hoy en día (Fig. 11a).

Pero el mar no permaneció mucho tiempo estático, ya que el deshielo, especialmente irregular en el Hemisferio Norte, dio lugar a su ascenso en pulsos de duración e intensidad muy variable. Los estudios realizados en corales nos muestran como el deshielo de las capas del Hemisferio Norte provocó un importante ascenso del nivel del mar hasta alcanzar los 77 metros por debajo del nivel actual hace 14000 años, suponiendo el inicio de la inundación de la ría (Fig. 11b). Comienzan a inundarse las partes más externas y profundas, penetrando el agua a lo largo del eje principal. Se produce el retroceso de los ríos que cruzan la ría y comienzan a desarrollarse estuarios en sus desembocaduras.

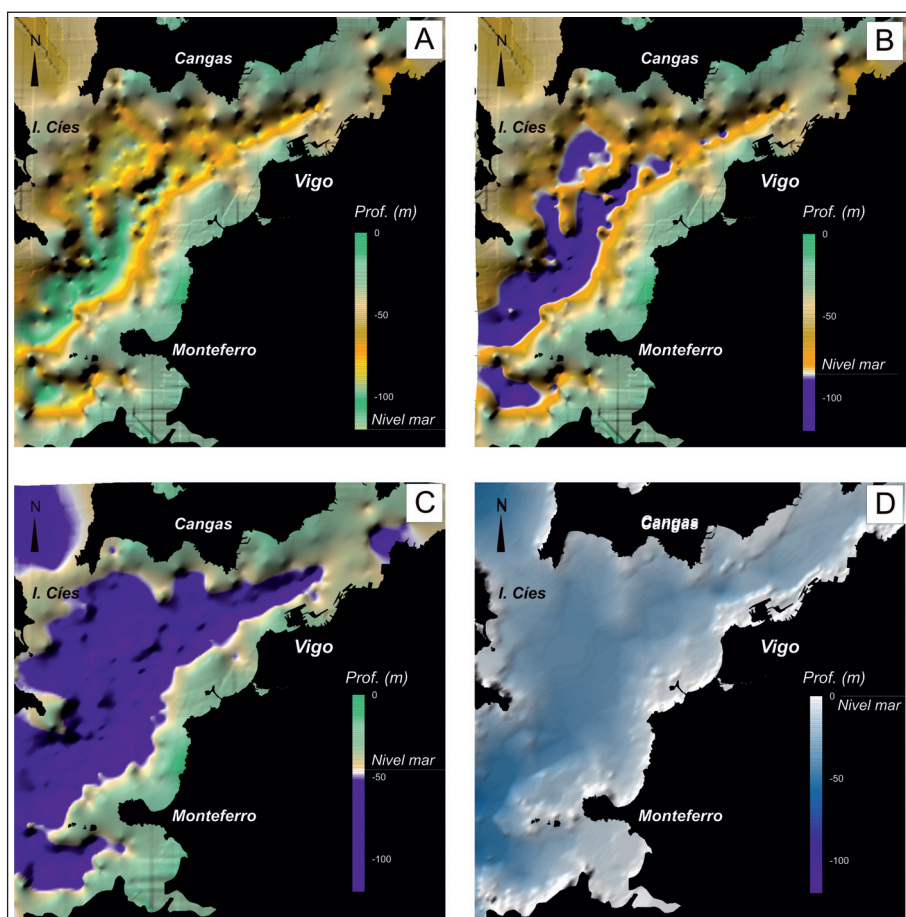


Figura 11.- Reconstrucción de la Ría de Vigo a partir del análisis sísmico: (a) Último Máximo Glacial (hace aprox. 18000 años); (b) Inicio de la inundación de la ría; (c) Younger Dryas (hace aprox. 11000 años); y (d) máximo eustático (hace aprox. 6000 años).

El deshielo y el consiguiente ascenso del nivel del mar continuaron su progreso hasta hace unos 13000 años, cuando el clima europeo recayó en un periodo de nuevo muy frío. Es el denominado Younger Dryas en honor a una planta, *Dryas Octopelata*, típica de la tundra y que reapareció en tierras meridionales de Europa sustituyendo a los árboles. Hay varias hipótesis sobre lo que ocurrió en este

periodo, pero la más aceptada es la del oceanógrafo Wallace Broecker. Hasta este momento las aguas del lago Agassiz desembocaban en el Golfo de México a través del Misisipi. Durante la deglaciación se abre la barrera oriental de hielo que lo aislaba del Atlántico Norte, y comienza a desaguar por San Lorenzo. Esta invasión de agua dulce frenó el mecanismo de hundimiento y producción de agua profunda (North Atlantic Deep Water), debilitando el sistema termohalino, responsable de la transferencia de calor desde latitudes tropicales hasta las zonas próximas a los polos. El Atlántico Norte se vio sometido entonces a un largo periodo frío, que duró 3000 años. A pesar del frío el nivel del mar no descendió, sino que siguió ascendiendo de forma muy lenta.

En la Ría de Vigo esta ralentización del ascenso del nivel del mar, acompañada de un aporte de sedimentos hacia el mar desde los ríos así como desde la plataforma continental hacia la costa, produjo un pequeño descenso del nivel del mar relativo, alcanzando los 45 metros por debajo del nivel del mar actual (Fig. 11c). La costa y los medios sedimentarios costeros que se habían desarrollado retrocedieron hacia el mar. En los registros sísmicos la erosión de estos medios hacia la costa nos indica que el nivel del mar estuvo en una posición más hacia tierra antes de descender unos metros durante este evento frío.

Tras el Younger Dryas, el clima se recuperó y el nivel del mar continuó su ascenso, provocando el retroceso paulatino de la línea de costa. Hace 8200 años esta tendencia se ve de nuevo interrumpida por otro evento frío, relacionado con la entrada masiva de agua procedente de los lagos glaciales Agassiz y Ojibway al Océano Atlántico Norte, a través del Estrecho de Hudson. En la Ría de Vigo, Margalef propone un nivel del mar entre 25.5 y 29 m por debajo del nivel del mar actual en ese momento.

Tras esta pequeña pausa, el nivel del mar asciende y alcanza su posición actual hace aproximadamente 6000 años, momento en el que la ría adquiere una configuración muy parecida a la actual (Fig. 11d).

4. RECURSOS MINERALES MARINOS EN LA RÍA DE VIGO

Los recursos minerales marinos, entre los que se encuentran los áridos, placeres, hidrocarburos y fosforitas, poseen un interés económico intrínseco muy importante. A pesar de ello, en la mayoría de los casos, su aprovechamiento económico todavía no se ha desarrollado más que en una pequeña parte de su verdadero potencial. Esto se debe fundamentalmente a una combinación de factores de índole jurídico, tecnológico, e inherentes a la propia naturaleza de los mercados de materias primas, que han bloqueado su desarrollo, pero que también han experimentado un cambio profundo durante la última década. En la Ría de Vigo, los áridos y el gas somero presente en los sedimentos son los recursos más valorados.

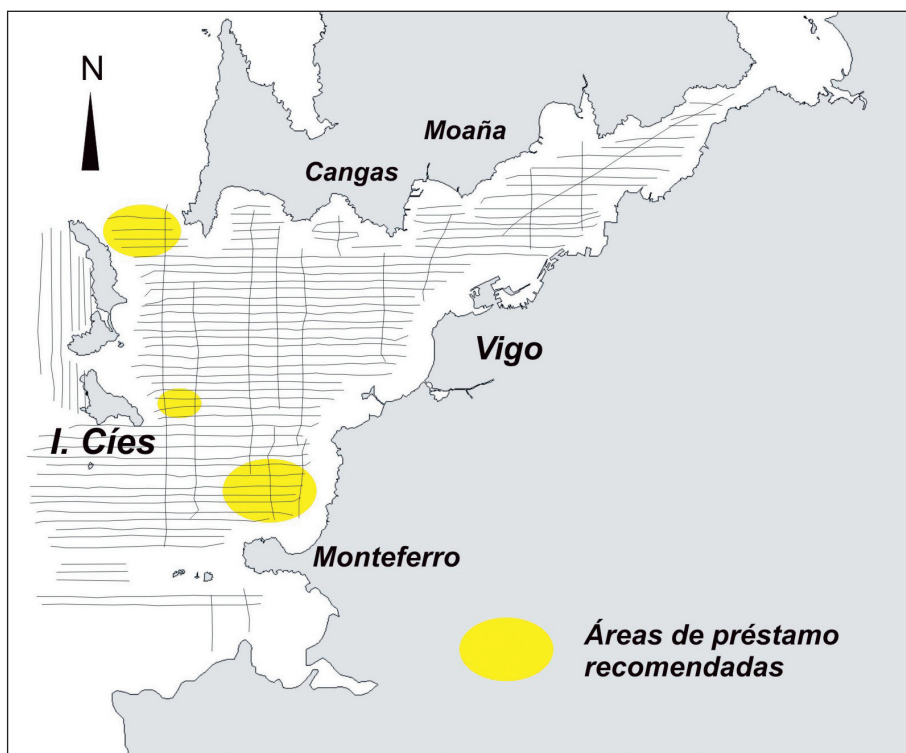


Figura 12. Posibles áreas de préstamo en la Ría de Vigo

4.1. Áridos

Los áridos forman parte de lo que se denominan minerales industriales, y representan una parte importante de los materiales que se utilizan en construcción. Se definen formalmente como los fragmentos de roca (clastos) que cementados o no pueden entrar a formar parte de una construcción urbanística, arquitectónica o de una obra de ingeniería civil. Las fuentes principales de áridos son: rocas fragmentadas y/o molidas mecánicamente, materiales reciclados de los productos de desecho en construcción y minería, y los depósitos sedimentarios no metálicos formados por arenas y gravas (siliciclásticos) o por carbonatos bioclásticos (conchas y corales) asociados a las playas y a la plataforma interna, o a cursos fluviales actuales.

La producción de áridos es el negocio más importante del mundo después de los hidrocarburos, y son los depósitos minerales “off-shore” cuantitativamente más importantes. En el mar su extracción es rentable por encima de los 35 m. La legislación española, a través de la Ley de Costas de 1988, prohíbe específicamente la extracción en el dominio público marítimo-terrestre (zona submareal, playas, dunas y franja costera hasta donde alcanzan las olas de los mayores temporales conocidos) de áridos para la construcción. A pesar de ello la extracción de áridos constituye un negocio que mueve cientos de millones de euros anualmente. Ello se debe a que su extracción está permitida si se emplean en la creación, regeneración de playas o conservación del litoral.

La explotación de los áridos marinos para estas actuaciones supuso una serie de campañas de prospección de arenas en los 10 km más próximos a la costa a lo largo de la plataforma gallega entre 1987 y 1993. Aunque no existen datos oficiales acerca del volumen total de reservas estimadas, los áridos son en este momento el único recurso mineral marino en explotación, y que posee un peso específico entre los recursos mineros de Galicia. Su importancia económica viene determinada por la cuantía de las intervenciones en las playas gallegas (147 millones de pesetas en el año 1990 para recuperar la playa de O Vao). En la Ría de Vigo, a partir de los datos de estas campañas se establecieron áreas de préstamo óptimas en las zonas de Monteferro y en la entrada norte de la ría.

4.2. *Placeres (minerales pesados)*

Los placeres son depósitos sedimentarios clásticos que se forman como consecuencia de la acumulación y concentración natural de minerales detríticos de elevada densidad, como granates, turmalina, almandino, ilmenita, magnetita, monacita, etc. En la Ría de Vigo aparecen en playas y zona submareal, formando extensiones poco importante pero muy llamativas debido a su coloración diferente a la de las arenas circundantes. Son comunes en el margen sur de la ría, y particularmente notables en las pequeñas playas encajadas que aparecen entre O Vao y Samil, donde forman manchas de arenas rojizas en la zona intermareal.

Aunque existen referencias científicas a la existencia de placeres de minerales pesados desde principios del siglo XX, los estudios sistemáticos realizados por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) en campañas realizadas en 1976 y 1977 no detectaron la presencia de acumulaciones significativas en la Ría de Vigo. Con posterioridad Manso *et al.* 2001 realizaron una prospección radiométrica sistemática de minerales pesados a lo largo de la costa gallega, no encontrando depósitos significativos en la Ría de Vigo.

4.3. *La sal marina*

Existen datos arqueológicos e históricos que ponen de manifiesto la existencia de explotaciones de sal marina de cierta importancia, cuyas referencias se remontan a la época romana. En la actualidad han desaparecido por completo.

REFERENCIAS:

- Álvarez-Iglesias, P.; Rubio, B.; Pérez-Arlucea, M. (2006). Reliability of subtidal sediments as “geochemical recorders” of pollution input: San Simón Bay (Ría de Vigo, NW Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 70: 507-521.
- Álvarez-Iglesias, P.; Rubio, B.; Vilas, F. (2003). Pollution in intertidal sediments of San Simón Bay (Inner Ría de Vigo, NW of Spain): total heavy metal concentrations and speciation. *Mar. Pollut. Bull.* 46: 491-503.
- Araújo, M. A. (1997). O litoral do Norte de Portugal e o litoral da Galiza: transição ou oposição?, Dinâmica Litoral-Interior, *Actas XV Congreso de Geógrafos Españoles*: 19-32.
- Barber, D. C., Dyke, A., Hillaire-Marcel, C., Jennings, A. E., Andrews, J. T., Kerwin, M. W., Bilodeau, G., McNeely, R., Southon, J., Morehead, M. D. y Gagnon, J. M. (1999). Forcing of the cold event of 8.200 years ago by catastrophic drainage of Laurentide lakes. *Nature*, 400: 344-348.
- Boillot, G., Malod, J. (1988). The North and North-West Spanish continental margin: a review. *Rev. Soc. Geol. Esp.*, 1 (3-4): 295-316.
- Broecker, W. S. y Denton, G. H. (1989). The role of ocean-atmosphere reorganizations in glacial cycles. *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 53: 2465-2501.
- Clark, P.U., Pisias, N.G., Stocker, T.F., Weaver, A.J. (2002). The role of the thermohaline circulation in abrupt climate change: *Nature*, v. 415: 863–869.
- Dávila, A. F., Rey, D., Mohamed, K., Rubio, B., Guerra, A. P. (2006). Mapping the sources of urban dust in a coastal environment by measuring magnetic parameters of *Platanus hispanica* leaves. *Environmental Science and Technology*, 40(12): 3922-3928.
- Durán, R. (2005). Estratigrafía sísmica desde el Último Máximo Glacial en la Ría de Pontevedra (NO España). Tesis Doctoral. Universidad de Vigo
- Fairbanks, R.G. (1989). A 17,000-year glacio-eustatic sea level record: influence of glacial melting rates on the younger Dryas event and deep-ocean circulation. *Nature*, 342: 637-642.
- Ferrín, A., Durán R., Díez R., García-Gil S., Vilas F. (2003). Shallow gas features in the Galician Rias Baixas (NW Spain). *Geo-Marine Letters*, 23: 207-214.
- Fleming, B.W., (2000). A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. *Continental Shelf Research* 20, 1125– 1137.
- Fleming K., Johnston P., Zwartz D., Yokoyama Y., Lambeck K., Chappell J. (1998). Refining the eustatic sea-level curve since the Last Glacial Maximum using far- and intermediate-field sites. *Earth and Planetary Science Letters*, 163: 327-342.

- Froelich, P. N., Klinkhammer, G. P., Bender, M. L., Luedtke, N. A., Heath, G. R., Cullen, D., Dauphin, P., Hammond, D., Hartman, B., Maynard, V. (1979). Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43(7): 1075-1090.
- García-García, A. (2002). *Estratigrafía sísmico-secuencial de la Ría de Vigo. Evolución e implicaciones ambientales*. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo.
- García-Gil, S., F. Vilas-Martín, A. Muñoz, J. Acosta, E. Uchupi (1999a). Quaternary sedimentation and thermal diapirism in the Ría de Pontevedra (Galicia), Northwest Spain. *J. Coast. Res.*, 15(4): 1083-1090.
- García-Gil, S., García-García, A., Vilas-Martín, F. (1999b). Identificación sísmico-acústica de las diferentes formas de gas en la Ría de Vigo (NO España). *Rev. Soc. Geol. España*, 12 (2): 301-307.
- González-Casado, J. M. y Giner Robles, J. (2000). Relaciones entre fallas y sismicidad en el noroeste peninsular. *Geogaceta*, 28: 71-74.
- Hanebuth, T., K. Stattegger., P. M. Grootes (2000). Rapid Flooding of the Sunda Shelf: A Late-Glacial Sea-Level Record. *Science*, v.288: 1033-1035.
- León, I. (2005). Influencia del cultivo de mejillón en bateas en los fondos sedimentarios de la Ría de Pontevedra. PhD Thesis, Universidad de Vigo, Vigo (Pontevedra, Spain), 406 pp.
- Lowrie, A. (1986). Model for time-scale movements associated with climate and sea-level changes along Louisiana shelfbreak growth faults. Gulf Coast Association *Geological Societies Transactions*, 36: 497-508.
- Manso, F., Bernabeu, A. M., Rey Vilas, F., Gago, L. (2001) Genetic model for coastal heavy minerals placers in restricted areas. The case of Corrubedo Bay (NW Spain). European Geophysical Society, XXVI General Assembly, Niza, Francia.
- Margalef, R. (1956). Paleoecología postglacial de la Ría de Vigo. *Inv. Pesq.*, V: 89-112.
- Méndez, G., Rey, D. (2000). Perspectiva histórica del conocimiento geológico de las rías gallegas. *Journal of Iberian Geology*, 26: 21-44.
- Méndez, G., Rey, D., Bernabeu, A. M., Manso, F., Vilas, F. (2000). Recursos minerales marinos en las rías gallegas y en la plataforma continental adyacente. *Journal of Iberian Geology*, 26: 67-97.
- Mohamed, K. (2006). *Influencia climática, diagenética y antropogénica sobre las propiedades magnéticas y geoquímicas de los sedimentos marinos cuaternarios del noroeste de la Península Ibérica*. Tesis Doctoral, Universidad de Vigo., 298p.
- Nombela, M. A. y Vilas, F. (1986-87). Medios y submedios en el sector intermareal de la Ensenada de San Simón. Ría de Vigo (Pontevedra): secuencias sedimentarias características. *Acta Geológica Hispánica*, 21-22: 223-231.

- Pannekoek, A. J. (1966a). The Ría Problem. *Tidsschr. v. Get. Konin. Nederl. Aard. Genoot.*, 83 (3): 289-297.
- Pannekoek, A. J. (1966b). The Ría Problem. *Tijdschr. Kon. Ned. Aardr. Gen.*, 83: 185-194.
- Park, S.C.; Yoo, D.G.; Lee, E.I. (2000). Last Glacial sea-level changes and paleogeography of the Korea (Tsushima) Strait. *Geo-Marine Letters*, 20: 64-71.
- Pazos, O., Vilas, F., García-Gil, E., García-Gil, S., Nombela, M. A., Alejo, I., Rubio, B., Rey, D. (1994). Holocene tectonic movements in the West coast of Galicia, Spain. *Littoral* 94, Sept 26-29, Lisboa.
- Pejrurp, M. (1988). The triangular diagram used for classification of estuarine sediments: a new approach. In: de Boer, P.L., van Gelder, A., Nio, S.D. (Eds.), *Tide-Influenced Sedimentary Environments and Facies*. Reidel, Dordrecht, pp. 289-300.
- Rey, D., Mohamed, K.; Rubio, B; Bernabeu, B. Vilas, F. (2005). Early diagenesis of magnetic minerals in marine transitional environments: geochemical signatures of hydrodynamic forcing. *Marine Geology*, 215 (3-4): 215-236.
- Rey, D., López-Rodríguez, N., Rubio, B., Vilas, F., Mohamed, K (2000). Propiedades magnéticas de los sedimentos de tipo estuarino. El caso de las Rías Baixas. *Journal of Iberian Geology*. 26: 151-169.
- Richtofen, F. von (1886). *Führer für Forschungsreisende*. Berlin. Oppenheim: 308-310.
- Rubio, B., Nombela, M. A., Vilas, F. (2000). Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ría de Vigo (NW Spain): An assessment of metal pollution. *Marine Pollution Bulletin*. 40: 968-980.
- Rubio, H., Abril Hurtado, J., García Salinas, F., Corretge, L. G., Floor, P., Zapartiel, J. M. (1981). Hoja geológica núm. 223 (Vigo). Mapa Geológico de España, E. 1:50.000. I.G.M.E., Madrid.
- Teller, J.T., Leverington, D.W., Mann, J.D. (2002). Freshwater outbursts to the oceans from glacial Lake Agassiz and their role in climate change during the last deglaciation: *Quaternary Science Reviews*, v. 21, p. 879-887.
- Vilas, F. (2002). *Rías and tidal-sea estuaries*. Encyclopedia of Life Support Systems. UNESCO-EOLSS (Coastal Zone and Estuaries: Estuarine Systems, 2.6.3.1.). UNESCO.
- Vilas, F., Bernabeu, A. M., Méndez, G. (2005). Sediment distribution pattern in the Rías Baixas (NW Spain): main facies and hydrodynamic dependence. *Journal of Marine Systems*. 54: 261-276.
- Vilas, F., Nombela, M. A., García-Gil, E., García-Gil, S., Alejo, I., Rubio, B., Pazos, O. (1995). *Cartografía de sedimentos submarinos: Ría de Vigo*. Xunta de Galicia, Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura, 40 p.

II

HIDROGRAFIA Y DINÁMICA DE LA RÍA DE VIGO

Un sistema de afloramiento

Gabriel Rosón, Prof. Titular, U. de Vigo

Jose Manuel Cabanas, Invest. Titular Centro Oceanográfico de Vigo, IEO

Fiz F. Pérez, Prof. de Invest. Instituto de Investigaciones Marinas, CSIC

1. INTRODUCCIÓN

2. FACTORES EXTERNOS

2.1. El afloramiento costero

2.2. Ciclos hidrológico y térmico.

3. FACTORES INTERNOS

3.1. *Circulación del agua en la ría de Vigo*

3.1.1. Variaciones de densidad: Circulación estuárica

3.1.2. Circulación debida a la marea

3.1.3. El viento interno

3.2. *Características Termohalinas y variabilidad estacional del agua del mar en las rías*

3.2.1. Circulación de la capa superior en el Atlántico Nordeste

3.2.2. Características termohalinas y variabilidad estacional en la plataforma

3.3. *Variabilidad interanual de las características termohalinas*

BIBLIOGRAFÍA

AGRADECIMIENTOS

1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se tratarán las condiciones hidrográficas y oceanográficas de la Ría de Vigo. Su conocimiento es importante debido a que condicionan en gran medida las condiciones químicas y biológicas como se verá en éste y en los siguientes capítulos. La hidrografía y dinámica están determinadas esencialmente por un fenómeno que se origina en el exterior de la Ría y está ligado al viento, denominado *afloramiento costero*, que se tratará al comienzo del capítulo. Veremos que este proceso físico afectará no sólo a las características físicas (salinidad, temperatura) y químicas (nutrientes, CO_2) de los cuerpos de agua presentes en la ría, sino también a los intercambios de las aguas de la ría con el exterior y a los movimientos de agua que se producen en su interior. Las altas concentraciones de sales nutrientes asociadas al afloramiento establecerán las condiciones de fertilización de la ría (que se tratarán en el capítulo 3) y, consecuentemente, las altas tasas de producción primaria (escalón básico de la escalera trófica en el mar que llega hasta los peces) ejercida por los organismos pláctónicos (que se verán en el capítulo 4). La presencia o ausencia de afloramiento también condiciona, mediante el intercambio de las aguas de la ría con el exterior a través de las bocas externas, los *tiempos de renovación* del agua de la ría. Bajo determinadas condiciones de renovación, se pueden producir proliferaciones masivas de algunas especies de fitoplancton, potencialmente tóxicas (que se tratarán en el capítulo 5). Sirvan estos ejemplos para poner de manifiesto la vital importancia que este fenómeno tiene para la ría.

Aunque importante, el afloramiento no es único fenómeno externo que contribuye a la distribución de las propiedades físicas en la ría. No hay que olvidar que ésta tiene más fronteras que las bocas exteriores. La frontera inferior (el fondo de la ría) se ha tratado ya en el capítulo anterior y no supone un intercambio significativo ni de agua ni de energía. En la frontera interna desembocan los ríos, siendo el más importante el Río Verdugo-Oitavén. En la frontera superior horizontal (la propia superficie de la ría) se producen intercambios de agua (evaporación, precipitación) y energía (fundamentalmente la insolación). Estos intercambios de la ría con

los sistemas externos (Río, atmósfera, plataforma continental), condicionarán fundamentalmente las distribuciones de temperatura y salinidad de la ría. Las estudiaremos en el apartado dedicado al ciclo hidrológico y térmico como segundo factor externo.

Seguidamente trataremos el tema de qué es lo que hace el agua dentro de la ría, la circulación interna. Desde un punto de vista oceanográfico físico simplista, una ría es un sistema donde se ponen en juego dos cuerpos de agua de diferente naturaleza. El agua del río y el agua oceánica. Hay varios factores o *forzamientos* que influyen en esta circulación y, por su importancia trataremos tres de ellos: las variaciones de densidad, la marea y el viento interno.

Seguidamente abordaremos las variaciones temporales en las propiedades termohalinas (salinidad y temperatura) de la ría. Como el agua de la ría procede en su mayor parte del océano, para entender cómo son esas variaciones trataremos el estudio oceanográfico de la región en la que se encuadra la ría, mediante dos aproximaciones: una de mayor escala espacial (la región del Atlántico Nordeste) y otra de menor escala espacial (la plataforma continental adyacente) a la ría. Estas variaciones termohalinas no solo hay que entenderlas en una escala de tiempo estacional, sino de mayor periodo, como son las variaciones interanuales, y su relación con la *Oscilación Noratlántica*, NAO.

2. FACTORES EXTERNOS:

2.1. El afloramiento costero

En el Hemisferio Norte las masas de agua, al igual que las masas de aire, tienden a girar hacia la derecha al desplazarse. Este hecho está fundamentado en la *fuerza de Coriolis* que actúa en la tierra por ser un sistema en rotación. Por esta causa, el forzamiento o empuje del viento, al actuar sobre la superficie del mar, tiende a arrastrar la capa superficial de agua en una dirección que se desvía hacia la derecha respecto de la del propio viento. El transporte integrado de agua desde la superficie hasta esa capa (de unos 30-50 metros de profundidad, dependiendo de la intensidad del viento) se denomina

transporte de Ekman y es perpendicular y a la derecha de la dirección del viento.

En las plataformas continentales, el transporte de Ekman apila o crea un déficit de agua en la costa, lo que da lugar respectivamente a fenómenos de *hundimiento* o *afloramiento* de agua costera que, como se verá, tiene importantes consecuencias físicas y biológicas.

En la costa Oeste de Galicia, donde se encuentra la Ría de Vigo, cuando los vientos dominantes son del norte, frecuentemente en primavera y verano, el transporte de Ekman generado empuja la capa de agua superficial hacia mar abierto, retirando las aguas superficiales de la ría. Este fenómeno va acompañado de una ligera bajada de la superficie del mar (de unos pocos cm) hacia la costa, que favorece la elevación de agua fría subsuperficial desde la plataforma (desde unos 100-150 metros de profundidad). Este proceso físico se conoce como *afloramiento costero*, y constituye un fenómeno de fertilización de las aguas de las rías al transportar aguas ricas en sales nutrientes hacia superficie que entran en la Ría de Vigo.

Por el contrario, cuando el viento sopla del sur, frecuentemente en otoño e invierno, arrastra la capa superficial hacia el noroeste y el

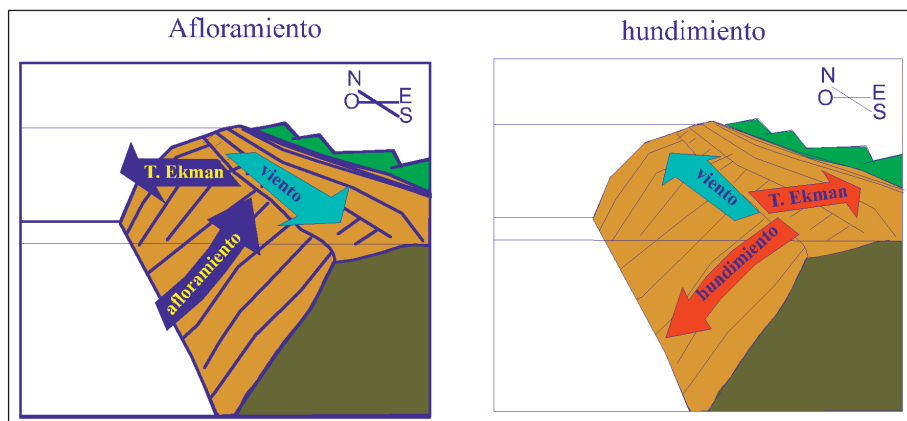


Figura 1. Esquemas del afloramiento y del hundimiento generados por el arrastre del viento (del Norte y del Sur respectivamente) sobre la superficie del mar a lo largo de la costa occidental gallega.

transporte de Ekman creado produce una convergencia o apilamiento de agua contra la costa, que favorece el hundimiento de aguas superficiales. Este proceso tiende a retener las aguas costeras en el interior de las rías, disminuyendo fuertemente su fertilización. Además, los vientos del sur traen asociados fuertes lluvias y aportes continentales de agua dulce, por lo que el apilamiento de aguas contra la costa conlleva la retención y la acumulación de las aguas salobres en zonas interiores, descendiendo mucho la salinidad.

La intensidad del afloramiento se puede cuantificar de forma sencilla con el llamado *índice de afloramiento*. Este índice se calcula a partir del transporte Ekman generado por el viento. Como índice representativo para la costa de las Rías Baixas se usa el transporte Ekman diario en la dirección Este-Oeste calculado en la posición 43°N 11°W, situada a 150 km al oeste de *Cabo Fisterra*. En la fig. 2a se muestran los valores medios mensuales del índice, obtenidos de una serie de 22 años (1983-2004). Entre abril y septiembre el índice es positivo, lo que significa que se producen, *en promedio*, las condiciones que favorecen el afloramiento. Durante el período octubre-marzo, el índice es negativo, lo que significa que se producen, *en promedio*, las circunstancias que favorecen el hundimiento. Si nos fijamos en el índice medio de los últimos años durante el período de afloramiento (abril-septiembre, fig. 2b), vemos que *lo normal*, es que existan condiciones favorables al afloramiento, pero no todos los años del período estudiado ocurre esto, sino que hay algunos años *anómalos* (por ejemplo 2000 y 2003), en los que el índice es ligeramente negativo, lo que significaría que las condiciones son ligeramente favorables al hundimiento.

No es casualidad que esos dos años *anómalos* estén situados en la última década. Si se observa la figura 2b globalmente, notamos que existe un significativo descenso del índice de afloramiento durante las cuatro últimas décadas que, a la vista de la suficiente extensión de la serie temporal, se puede atribuir al cambio climático. Aunque netamente se aprecie una disminución del índice, no es menos cierto que dicha disminución no es progresiva sino que se produce *a saltos*. Es decir, a pesar de que a escala de 40 años el índice disminuye netamente, la variación de corta escala (entre años consecutivos o cercanos, denominada *variabilidad interanual*) es mucho mayor

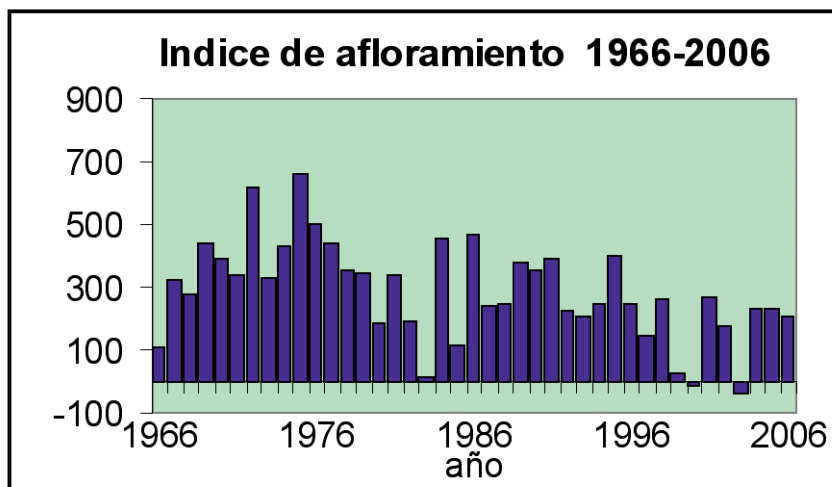
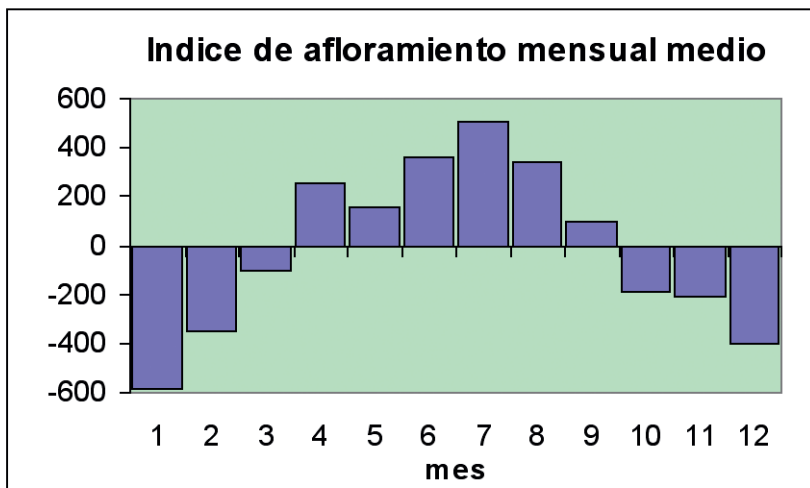


Figura 2a). (arriba): Índice de afloramiento mensual medio para el período 1966-2006.
 Figura 2b). (abajo): Variación anual del índice de afloramiento para el período abril-septiembre entre 1966 y 2006.

que la propia variabilidad de larga escala. La estimación e influencia que tiene la variabilidad interanual en las aguas de Ría de Vigo se discutirá en el apartado 2.3.

2.2. Ciclos hidrológico y térmico.

Tanto el ciclo hidrológico como el térmico tienen un marcado carácter estacional, aunque este período no es el único dominante sino que hay superpuestos ciclos de menor escala, de manera muy similar a lo que ocurre con el ciclo de afloramiento y, en general con cualquier ciclo de influencia meteorológica. En la fig. 3 se observa, en azul, la precipitación diaria (l/m^2 o mm) durante un año (2002) que podemos considerar *normal* tomada en el observatorio del Ae-

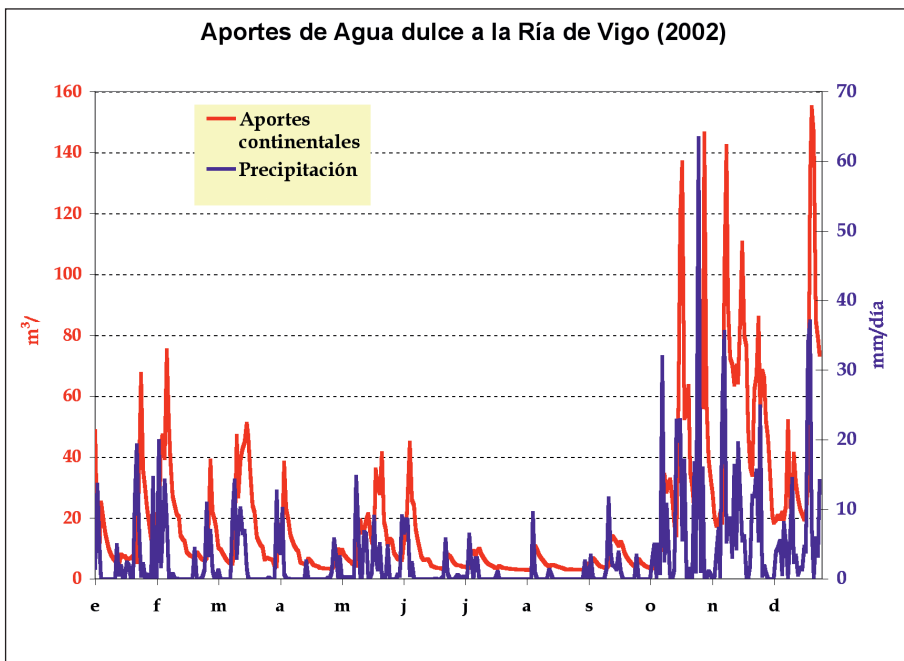


Figura 3. Series temporales (año 2002) de precipitación en el Observatorio Meteorológico de Peinador y aporte continental del Río Verdugo-Oitavén a la Ría de Vigo.

ropuerto de Peinador. En rojo, se aprecian los aportes netos de los Ríos Verdugo-Oitavén, Redondela y Ullo en m^3/s . Los picos de caudal, mucho más frecuentes e intensos en otoño, se suelen producir pocos días después de los de precipitación, como resultado del retardo en el aporte del río respecto de la lluvia. El aporte continental (o *escorrentía*) medio ese año fue de $20 \text{ m}^3/\text{s}$, muy parecido a la media climatológica de $19 \text{ m}^3/\text{s}$. Es de destacar que hay *riadas* otoñales en que el caudal alcanza 8 veces el valor climatológico. En primavera-verano, se observa como cada pulso de precipitación va acompañando del correspondiente del río, seguido por una caída exponencial hasta alcanzar un valor mínimo o residual aproximadamente constante de sólo $3\text{-}5 \text{ m}^3/\text{s}$. Es posible estimar que, en cada pulso de lluvia, al cabo de sólo 16 días ya se ha vertido a la ría prácticamente la totalidad (99%) del agua precipitada en la pequeña *cuenca hidrográfica* (de 586 km^2). El régimen típico de lluvia mostrado en la fig. 3 es el propio del clima mediterráneo con influencia marina, con precipitaciones elevadas en otoño y primavera.

La radiación incidente o *insolación* es, con mucho, el principal término energético implicado en el balance térmico de la Ría de Vigo. La fig. 4 muestra la variación de la insolación en el mismo año 2002. El máximo (mínimo) ocurre en el solsticio de verano (invierno). La media ronda los $200 \text{ W}/\text{m}^2$. La curva superior negra es el *techo* diario, es decir, la radiación que se recibiría en condiciones atmosféricas óptimas de transparencia y nula nubosidad. Los puntos azules nos muestran los datos diarios reales. En invierno, la variabilidad de los datos reales es bastante pequeña (tanto si hay o no nubosidad, los valores son pequeños y dentro de un estrecho margen de menos de $100 \text{ W}/\text{m}^2$), mientras que en verano la variabilidad entre días consecutivos es muy grande (de hasta $300 \text{ W}/\text{m}^2$), ya que se frecuentemente se alternan días despejados con nublados. Los días de mucha nubosidad, un alto porcentaje de la radiación solar que penetra en la atmósfera no llega al mar y los valores de insolación son inferiores a $100 \text{ W}/\text{m}^2$, del mismo valor que en días despejados de invierno. Durante esos días la radiación incidente apenas supera los valores mínimos teóricos con las condiciones atmosféricas de máxima nubosidad y mínima visibilidad.

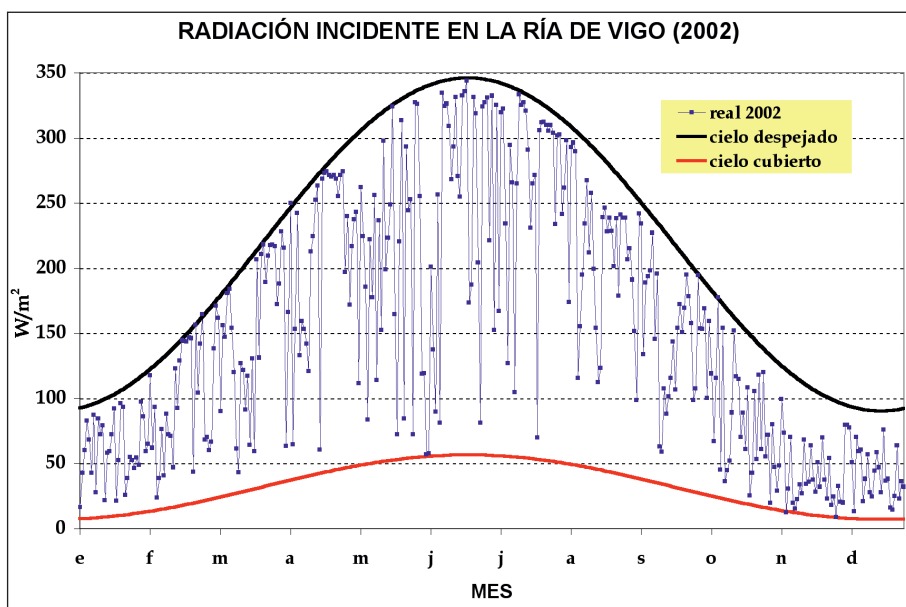


Figura 4. Insolación diaria recibida en la Ría de Vigo en Vatios por m^2 de superficie. La línea negra muestra la radiación máxima teórica con cielo despejado. Los puntos azules muestran la radiación real. La línea roja muestra la radiación mínima teórica con cielo cubierto.

3. FACTORES INTERNOS:

3.1. Circulación del agua en la Ría de Vigo

El patrón de circulación de la Ría de Vigo, que puede extrapolarse como mínimo a todas las *Rías Baixas*, está determinado fundamentalmente por el viento que sopla sobre la plataforma continental gallega (expuesto en el parágrafo 1.1). Este factor principal puede explicar hasta un 65% de la circulación, como veremos. Pero además influyen otros factores o *forzamientos*. Por su importancia, citaremos a) las variaciones de densidad (hasta un 25 %) inducidas por los cambios de salinidad y temperatura (causados a su vez por los otros factores externos que se han discutido anteriormente, tales como aportes de ríos, la precipitación, irradiación o el intercambio con el

océano), b) las mareas (hasta un 5%) y c) el viento en el interior de la ría (hasta un 5%). A estos factores generales habría que añadir los forzamientos particulares de cada ría, inducidos por la fricción con el propio contorno de la costa y con la topografía del fondo marino. Nos centraremos en los tres más importantes: la circulación estuárica (o estuarina), la mareal y la debida al viento local.

Lo más habitual es que en las rías se establezca la denominada *circulación en dos capas*, una corriente superior y otra inferior separadas por su diferente densidad (generalmente menor la superior, debido a los aportes de agua dulce del río). Sin embargo, veremos ahora como la existencia de afloramientos o hundimientos costeros modifica drásticamente la distribución de la presión hidrostática en el interior de la ría, e incluso llega a controlar la circulación estuárica.

3.1.1. Variaciones de densidad: Circulación estuárica

Cuando el agua oceánica penetra por la capa inferior y el agua de menor densidad circula por la capa superior hacia fuera de la ría se habla de *circulación positiva*, mientras que en ciertos casos, a consecuencia de un cambio en la dirección de los vientos dominantes este esquema se invierte dando lugar a una *circulación negativa*. En ausencia de vientos en plataforma, la circulación positiva se produce de manera natural, debido a las diferencias de densidad del agua del río y del océano (Fig. 5a). Sin embargo, la creación de una divergencia durante los eventos de afloramiento provoca un descenso de la superficie libre del mar en la boca de la ría, incrementándose la diferencia de nivel entre el exterior y el interior de la ría. Al mismo tiempo, la entrada por el fondo de la boca de la ría de agua subsuperficial aflorada sobre la plataforma -más fría y más salina, y por lo tanto, más densa- altera los gradientes de densidad en el sentido de aumentar las diferencias entre el exterior y el interior. Por tanto, la modificación de la distribución de presiones que sucede en un evento de afloramiento tiene como resultado que la circulación estuárica se ve potenciada o reforzada con respecto a la circulación estuárica sin afloramiento.

Se verá tanto más reforzada cuanto más intensidad tenga el viento de componente Norte que sopla en plataforma (es decir, cuanto mayor sea el índice de afloramiento), ya que retirará tanta más agua

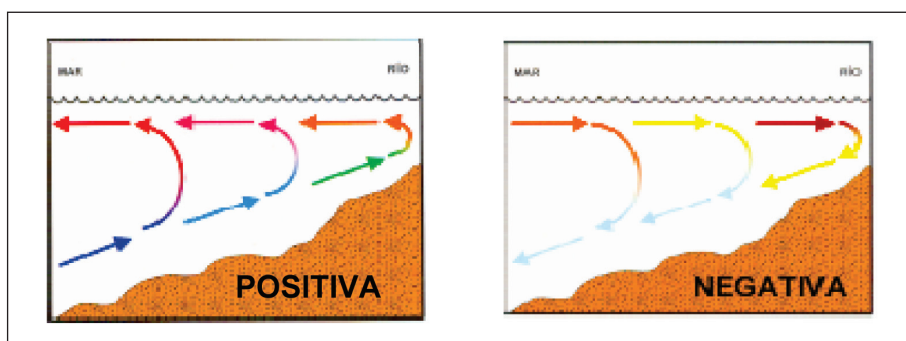


Figura 5. Patrones de circulación estuárica en la Ría de Vigo. a) positiva, b) negativa.

de la costa en virtud del transporte de Ekman anteriormente citado. La circulación estuárica positiva en presencia de afloramiento es la principal responsable de la renovación del agua de la ría y de que esta se mantenga en unas condiciones de salubridad aceptables al importar agua limpia de la plataforma y exportar superficialmente esta agua mezclada con la del río y otros aportes terrestres. Durante un evento de afloramiento intenso, el tiempo medio de permanencia del agua en la ría puede ser incluso menor de tres días.

Por el contrario, la circulación estuárica negativa no existe de manera intrínseca, se genera únicamente como consecuencia del forzamiento de vientos de componente Sur lo suficientemente intensos y persistentes, que producen un efecto inverso, apilando agua hacia la costa e invirtiendo el patrón habitual de circulación (fig 5b), forzando a las aguas que entran en la ría a hundirse, con la consecuente retención en el interior de la ría del agua dulce y del material aportado desde los ríos. Este tipo de circulación tiene lugar con mayor frecuencia en el período octubre-marzo.

Para comprobar estas afirmaciones, se muestran los resultados de un experimento (fig. 6) que consistió en el fondeo de un perfilador de corrientes (*correntímetro*) en el eje principal de la ría frente a Vigo (rotulada como “estación 3” en la fig. 7), que mide la corriente a lo largo de la columna de agua. Simultáneamente, se representa la serie temporal del viento remoto medido en la plataforma continental adyacente a la Ría de Vigo.

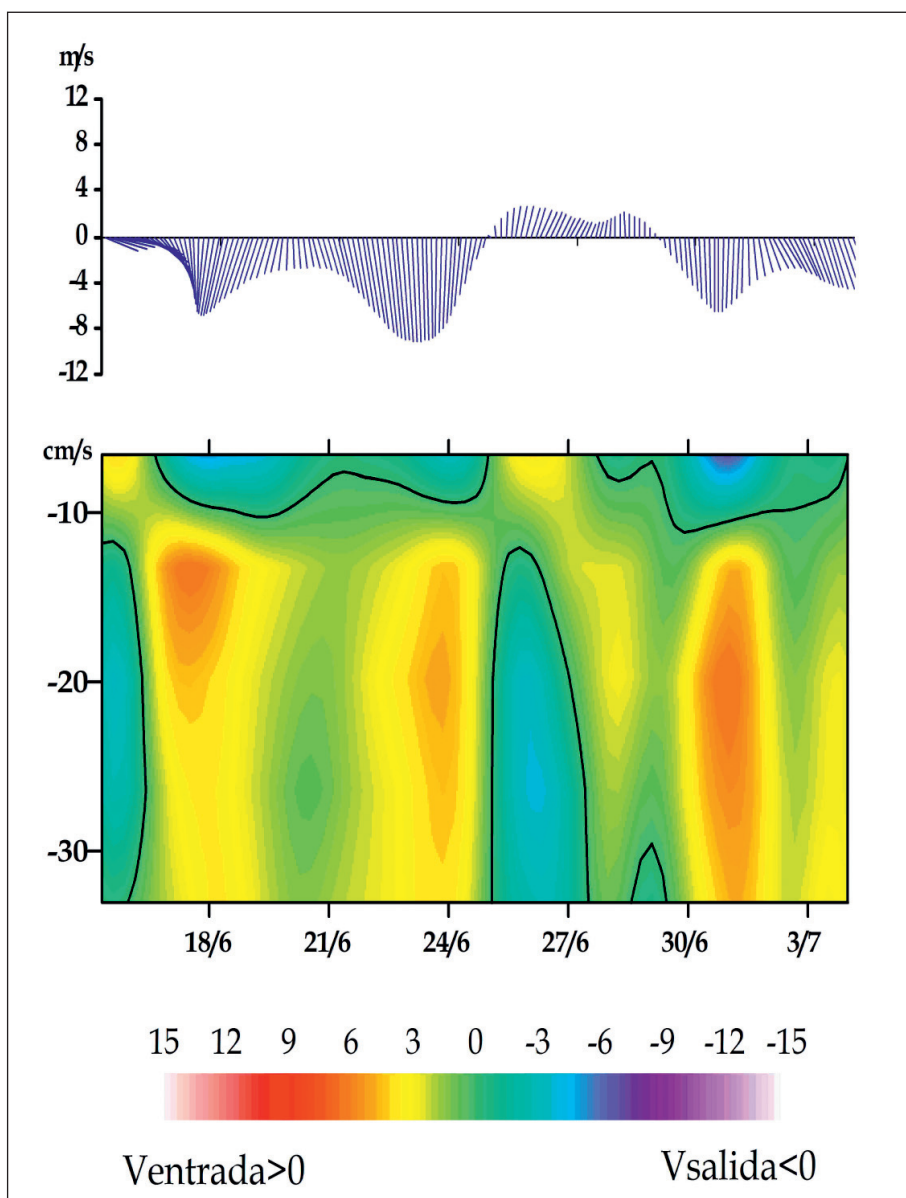


Figura 6. Variación temporal del viento remoto durante los meses de junio y julio de 2001 (panel superior); valores negativos (positivos) indican viento del norte (del sur). Variación de la corriente con la profundidad y el tiempo registrada en un punto fijo del eje principal de la Ría de Vigo durante el mes de junio de 2001 (panel inferior).

Como patrón general, vemos que cuando los vientos son de componente Norte (afloramiento), el agua de la ría circula hacia el exterior por superficie (tonos azules) y hacia el interior por fondo (tonos rojos), mientras que con vientos de componente sur la circulación es la contraria, entrada por superficie y salida por fondo. Es de destacar, que aunque sea un periodo de verano no impide que en ciertos momentos existan vientos de componente sur (y en invierno diríamos lo mismo para los de componente norte). En otras palabras, el hecho de que afirmemos que en primavera-verano (otoño invierno) *predominen* los vientos de componente norte (sur) no significa que esos vientos sean exclusivos de ese período sino que lo más habitual es que se produzca una alternancia en los vientos, aunque en promedio prevalecen los del norte (sur). También es de destacar que la ría responde a los cambios de viento sin necesidad de que haya una inversión en el sentido de éstos. Entre el 17 y el 25 de junio soplan vientos del norte pero separados en dos *pulsos*. Las corrien-

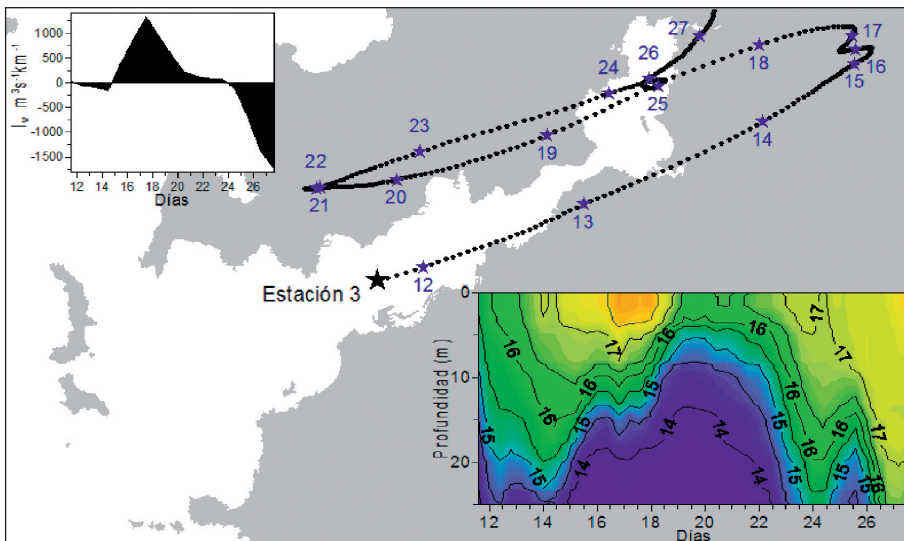


Figura 7. Relación del índice de afloramiento (arriba izquierda) con la temperatura de la columna de agua (abajo derecha) y el vector progresivo virtual de la corriente estuárica superficial (centro) durante un experimento de 15 días en la Ría de Vigo.

tes se intensifican justo en los dos máximos de viento centrados en los días 17 y 25. Entre ellos, los vientos, y por tanto la circulación es menos intensa.

La línea negra de la fig. 6 se corresponde con el cambio de sentido de la corriente, es la llamada *profundidad de velocidad nula*. Durante la circulación positiva dicha línea se mantiene aproximadamente a unos 10 m de profundidad.

Es claro que la dinámica de las rías, aunque tiene una importante contribución estacional, es casi tan variable y oscilante como lo es el viento. Como estamos acostumbrados a observar, los cambios de intensidad y dirección del viento pueden suceder en períodos de varios días, y producen cambios en el régimen de circulación de las aguas de la ría con retardos prácticamente nulos, en todo caso no mayores de 1-2 días. Como se muestra en la fig. 6, en un período de dos semanas se pueden observar varias oscilaciones en las corrientes, que provocan tanto la acumulación de agua de mar en la ría como su rápida salida. Esta respuesta casi instantánea está relacionada con el relativamente pequeño tamaño de la ría y con su forma de embudo.

Para comprobar la relación del viento remoto con la hidrografía y la dinámica de las rías, se realizó un experimento en el centro de la Ría de Vigo en septiembre de 1990. Se situó un *correntímetro* fijo en la superficie así como una cadena de medidores de temperatura (*termistores*) para registrar las variaciones temporales de temperatura de toda la columna de agua. La línea punteada muestra la trayectoria virtual (o *vector progresivo*) del cuerpo de agua superficial que indica el desplazamiento acumulado en el tiempo. El término *virtual* se refiere a que está tomado de datos de un correntímetro y se han extrapolado las velocidades al entorno cercano de la posición de dicho correntímetro. Aunque esta aproximación es algo grosera (ya que la posición de la parcela de agua se sale de las orillas de la ría, fig. 7) es correcta para dar una explicación cualitativa de la circulación superficial.

Durante los primeros tres días los vientos suaves del sur (índice de afloramiento negativo) motivaron una rápida entrada de agua superficial desde el exterior. Obsérvese como la capa superficial se mueve hacia el interior de la ría. En ese corto período la temperatu-

ra de la ría sube en casi toda la columna de agua aunque de manera más considerable en superficie. Entre el 15 y el 17 la corriente superficial se ralentiza mucho, aunque los vientos ya comenzaban a soplar de componente norte favoreciendo el afloramiento. El agua del fondo se enfría a razón de ($1^{\circ}\text{C}/\text{día}$) indicando que afloramiento está introduciendo aguas oceánicas por el fondo de la ría. Sin embargo, la temperatura en superficie sigue subiendo ($0,5^{\circ}\text{C}/\text{día}$) por el calentamiento solar y favorecida por la lenta circulación de las aguas (menos de $0,2 \text{ km}/\text{día}$).

Hacia el día 18, cuando se alcanza el máximo índice de afloramiento, se inicia una rápida salida del agua superficial (a razón de más de $10 \text{ km}/\text{día}$) acompañado de un rápido enfriamiento de las aguas (que llega a alcanzar $1,0^{\circ}\text{C}/\text{día}$) que finaliza hacia el día 20. Durante este evento de afloramiento, las isotermas ascienden de forma muy rápida (a razón de $10 \text{ m}/\text{día}$) y se alcanzan las temperaturas más bajas en cualquier punto de la columna de agua, aunque el cambio más importante se produce en la superficie. Posteriormente se mantiene una situación estacionaria durante dos días (21-22) con vientos flojos del norte (período de *relajación*), con circulación estuárica superficial y variación de temperatura prácticamente nulas. Cuando los vientos cesan (día 23) se produce una fuerte inversión de la circulación que se manifiesta en una entrada de aguas superficiales cálidas desde la plataforma ($11 \text{ km}/\text{día}$). Posteriormente acontece un período de vientos fuertes del Sur que para el día 26 introducen mucha más agua cálida en la ría (calentándola a razón de $1,0^{\circ}\text{C}/\text{día}$), que llenó prácticamente toda ella con aguas de más de 17°C , desapareciendo todo vestigio de aguas frías y descendiendo las isotermas a razón de $10 \text{ m}/\text{día}$. Esto acontece con una circulación muy lenta e inversa que entra por superficie. Esta lenta circulación se puede deber a una fuerte retención por los vientos del sur de la corriente interior de la ría que viene empujada por la salida de agua dulce (muy intensa en aquellos días). Durante este período cerca de la Estación 3 se sitúa un frente entre la corriente saliente desde el interior y la corriente entrante empujada por los vientos del sur.

Hay que hacer notar que, aunque hemos hecho especial hincapié en la componente de la corriente paralela al eje principal de la

ría por ser la más importante en magnitud, no debemos despreciar la otra componente, perpendicular al eje principal. Recientes estudios han demostrado que, superpuesto al patrón clásico de circulación estuárica residual *bicapa* de la fig.5, existe un patrón tridimensional, asociado a la variación lateral de la propia corriente a lo largo del eje principal de la ría, concordante con la existencia de una corriente transversal al eje. Dicha corriente ya se percibe sensiblemente en la fig. 7, ya que vemos que entre el ciclo de entrada y de salida ha habido un movimiento neto hacia el norte. Dichos estudios han encontrado diferencias laterales nada despreciables en la componentes longitudinal y transversal de la corriente residual, así como en las distribuciones de las propiedades físicas (salinidad, temperatura) y químicas. Esta circulación *secundaria* podría explicarse atendiendo a la acción combinada del viento remoto y local. El viento remoto interactuaría con la batimetría en la parte más externa de la ría, dando lugar a un patrón de circulación tridimensional. Por su parte, el viento local ejercería su influencia en la componente transversal de la velocidad residual.

Por último, se ha descrito una circulación residual *tricapa* durante breves periodos de tiempo. La configuración vertical del flujo más observada es de dos capas de salida de agua de la ría tanto por superficie como por fondo, y ambas capas separadas por una de entrada de agua por el medio de la columna. Esta circulación siempre aparece en momentos de transición de circulación positiva a negativa o viceversa. La transición de un patrón al otro sucede relativamente rápido, en un periodo de 1-3 días. Este nuevo patrón proporcionará a los oceanógrafos una interesante oportunidad para observar el desarrollo temporal de las corrientes causadas por el viento durante los periodos de cambio de circulación.

3.1.2. Circulación debida a la marea:

La marea en la Ría de Vigo es esencialmente de rango *mesomareal* (menos de 4 metros de diferencia entre pleamar y bajamar), y de periodicidad *semidiurna* (hay 2 pleamares y dos bajamares por cada día). Las pleamares semi-consecutivas (saltándose una) están desplazadas en el tiempo aproximadamente 24 horas y 50 minutos debido

a que la luna, principal (aunque no única) causante de las mareas, pasa cada día sobre el meridiano de la Ría de Vigo con un retraso de 50 minutos con respecto al día anterior. En la fig. 8a se representa la altura del nivel del mar para el mes de junio de 2001. Además del ciclo pleamar/bajamar, las dos evidentes variaciones que sufre la marea son las llamadas *desigualdad semimensual* y *desigualdad diurna*. La primera de ellas hace referencia a que las alturas de las pleamares y bajamares se repiten en ciclos de aproximadamente 15 días. En la fase de rango máximo (3-3,5 m, con pleamares muy altas y bajamares muy bajas) se habla de *mareas vivas*, mientras que los momentos de rango mínimo (1,5-2 m, con pleamares muy bajas y bajamares muy altas) se habla de *mareas muertas*. Este ciclo, de unos 29,5 días, se debe fundamentalmente a las posiciones relativas de la luna y el sol con respecto a la tierra y se corresponden con la fase lunar: si estamos en momentos de *luna llena* o *luna nueva*, los tres astros están prácticamente situados en línea recta y los efectos gravitatorios de la luna y el sol se suman (mareas vivas). Por el contrario, en momentos de cuarto menguante o creciente, los tres astros están colocados en un ángulo de 90° , por lo que se contrarrestan los efectos de la luna y el sol (mareas muertas).

La *desigualdad diurna* hace referencia a que las pleamares y bajamares consecutivas no son de la misma altura y se aprecia mejor en la fig. 8b, donde se ha representado la altura del nivel del mar en solo una semana (de transición de mareas vivas a muertas). Este fenómeno está relacionado fundamentalmente con la *declinación lunar* (ángulo que forma la línea que une los centros de la tierra y la luna con el plano ecuatorial terrestre). La variación con el tiempo de este ángulo está directamente ligada al movimiento de la luna alrededor de la tierra, y cambia periódicamente de -28° a $+28^\circ$ (es decir, de 28°S a 28°N) en ciclos de unos 28,5 días. En momentos de declinación extrema (tanto -28° como 28°) la desigualdad diurna se manifiesta en su fase más intensa (hasta 40 cm), mientras que en momentos de declinación lunar nula (0°) la desigualdad diurna es mínima o inexistente. Los momentos de desigualdad diurna máxima o mínima no coinciden siempre con una misma fase de la luna en concreto, ya que ambos ciclos tienen períodos diferentes (aunque muy pareci-

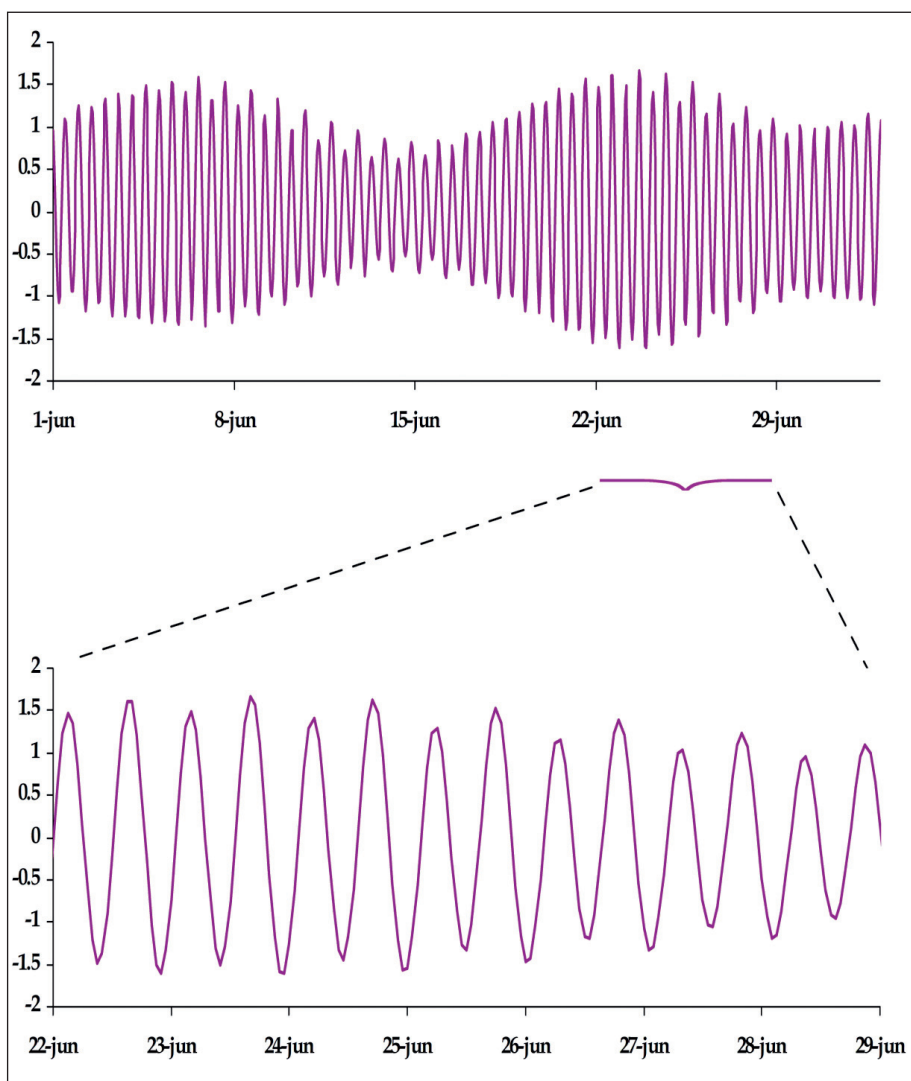


Figura 8a). (superior) Registro de altura del nivel del mar tomado del mareógrafo del puerto de Vigo, mantenido por Puertos del Estado, Ministerio de Fomento, durante el mes de junio de 2001. Los datos fueron medidos con frecuencia de una hora.

Figura 8b). (inferior) El mismo registro pero sólo entre el 22 y el 29 de junio.

dos). De todas maneras la desigualdad diurna supone, en el mayor de los casos, menos de un 15% del rango mareal y por tanto su efecto en la dinámica de la ría es relativamente pequeño.

Evidentemente, estos cambios periódicos de altura del nivel del mar son producidos por movimientos de agua dentro de la Ría de Vigo, que por cierto, son bastante considerables. Se ha calculado que para una marea de 3 m de altura, el flujo medio en las bocas de la Ría de Vigo durante el semiciclo de subida de la marea es de unos 20.000 m³/s (por comparativa, el caudal medio de los tributarios a la Ría de Vigo es 20 m³/s y el del Miño es 340 m³/s), que se corresponde aproximadamente con una velocidad media de 10 cm/s. La marea mueve periódicamente el agua de la ría en sus movimientos de flujo y refluo, siendo responsable de la mayor parte de los desplazamientos del agua observados. Como es un movimiento cíclico, aunque su efecto en la velocidad de las corrientes observadas es grande, su contribución a la renovación de agua en la ría es escasa, puesto que la mayoría del agua movilizada vuelve casi a su lugar de origen en cada ciclo mareal. Es decir, el caudal durante la bajada de la marea sería de unos -20.000 m³/s y netamente el caudal mareal es prácticamente nulo. Las principales consideraciones que se pueden hacer de las corrientes mareales en la Ría de Vigo (entre Cíes y A Guía) son (fig. 9):

- Para cualquier punto de la ría, la onda de marea se comporta de manera sincrónica para todos los puntos de la columna de agua. Es decir, la fricción del agua con el fondo no ralentiza significativamente la onda mareal.

- La onda de marea es simultánea para todos los puntos de la ría, es decir, los eventos de pleamar y bajamar se dan simultáneamente en toda la ría, sin retrasos apreciables. El agua entra y sale de la ría “a la vez”.

- Los momentos de pleamar y bajamar coinciden en el tiempo con los momentos de velocidades mareales nulas. Las máximas velocidades mareales se registran justo en el momento equidistante entre bajamar y pleamar, durante el *flujo* (y lógicamente también entre pleamar y bajamar aunque de sentido contrario, *reflujo*).

- Estas velocidades mareales máximas sí dependen del punto de la ría que estemos considerando: son máximas en el eje principal,

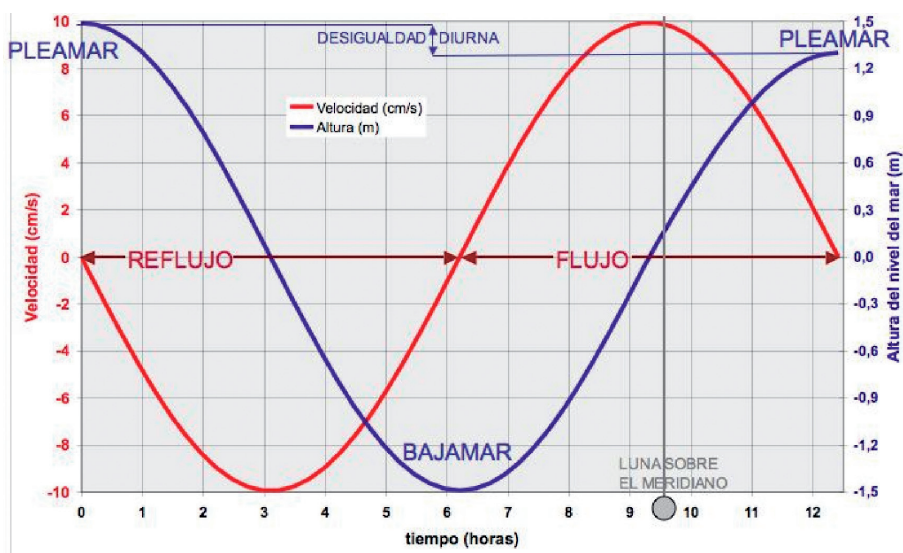


Figura 9. Representación esquemática de la altura y la velocidad mareal durante un ciclo de marea típico en la Ría de Vigo.

disminuyendo preferentemente hacia las orillas y hacia el interior de la ría debido al rozamiento con el fondo, aunque típicamente están en el rango entre 5-10 cm/s (4,5-9 km/día). Excepción a esta descripción general ha de hacerse en las proximidades del Estrecho de Rande, donde las velocidades son muy altas (hasta 75 cm/s) por su angostura.

- Las máximas velocidades mareales en el flujo se producen prácticamente de forma simultánea al paso de la luna sobre el meridiano de la Ría de Vigo (y 6 h y 25 minutos después en el reflujo).

En la fig. 10, se muestra la resultante de una serie de medidas de corriente superficial efectuadas en la ría en el septiembre de 1991, donde se aprecia la contribución de la marea y la circulación estuárica en el movimiento diario y la corriente neta resultante. Mientras que en 24 horas (aproximadamente el tiempo de dos ciclos completos de marea), la circulación debida a la marea prácticamente ha dejado el agua en el mismo lugar en el que estaba al principio, nótese que el sentido de la circulación mareal es NE-SW, es decir, práctica-

mente en la dirección del eje principal. La circulación estuárica (en este caso negativa) ha movido las aguas unos 2 km hacia el interior de la ría en la dirección del eje principal (es decir hacia el NE). Un valor típico de velocidad para la circulación estuárica es precisamente de $2 \text{ km/día} = 2,3 \text{ cm/s}$.

3.1.3. El viento local

En cuanto a los vientos que soplan dentro de la ría, estos suelen estar dirigidos a lo largo de su eje principal (SW o NE) debido a un fenómeno de encauzamiento por los montes adyacentes. Los efectos de los vientos que soplan directamente sobre la superficie de la ría son fundamentalmente dos: a) efecto “hidrográfico”: crean turbulencia en el agua superficial y la mezclan, homogeneizando las propiedades físicas de los primeros metros de la columna de agua, y b) efecto “dinámico”: contribuyen al fenómeno de la circulación estuárica, acelerándolo si son del mismo sentido que la que existe en cada situación descrita en la fig. 5, o retardándolo si son de sentido contrario. Por ejemplo, un viento del NE en la ría cuando existe circulación positiva la reforzaría, mientras que si el viento fuese del SW la retardaría, etc. Con vientos suficientemente intensos se podría dar el caso de que el arrastre provocado predomine sobre la circulación residual, pero esto no es lo más frecuente. En todo caso, el viento local no contribuye significativamente a la variabilidad de la circulación residual de la ría.

Dependiendo de todos estos forzamientos, el *tiempo de renovación* del agua varía entre unos pocos días y varias semanas. Los menores tiempos de renovación ocurren en los eventos de fuerte afloramiento o hundimiento, mientras que los mayores se dan en las circunstancias intermedias, es decir, en situaciones de relajación de los vientos. En general el tiempo de renovación es suficientemente alto para que el agua se ventile convenientemente y esté bien oxigenada. Una forma un tanto grosera de calcular el tiempo de renovación de la ría conociendo la corriente superficial, como en el ejemplo de la fig. 10, es que si el agua recorre unos 2 km de tramo de eje principal cada día y el eje principal de la Ría de Vigo mide unos 30 km desde San Simón a las Islas Cíes, el tiempo que tardaría en reco-

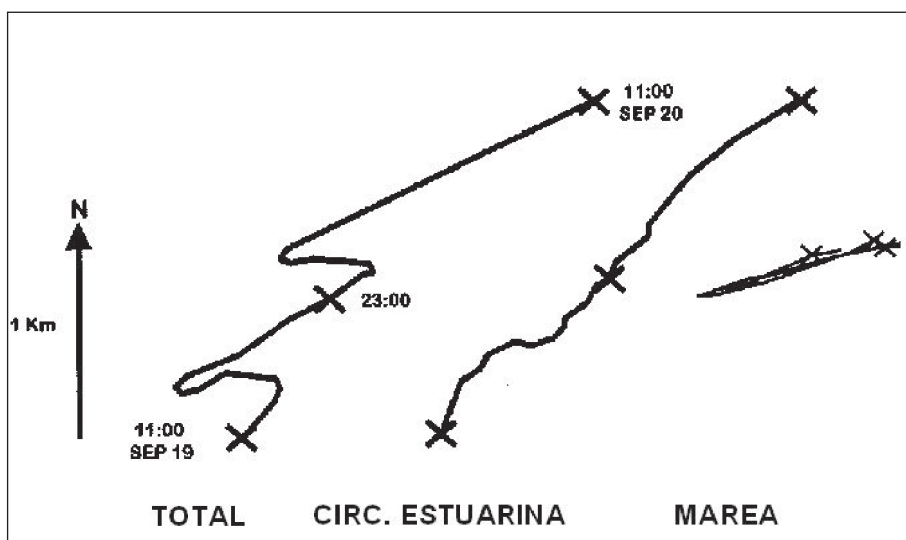


Figura 10. Recorrido de un cuerpo de agua superficial en la Ría de Vigo durante un día en situación de hundimiento (desde las 11:00h del 19 a las 11:00h del 20 de Septiembre de 1991), como consecuencia de la circulación estuárica (o estuarina, centro), la marea (derecha) y la combinación de ambas (izquierda).

rrer todo el eje principal a esa velocidad sería $30 \text{ km} / (2 \text{ km/día}) = 15$ días. Esta estimación se ha realizado bajo las hipótesis de que la velocidad es constante a lo largo de todo el eje principal y durante al menos esos 15 días que dura la renovación de la ría.

3.2. Características Termohalinas y variabilidad estacional del agua de mar en las rías

El agua que ocupa la ría procede del océano en su mayor parte (>90%) por lo que para comprender cuáles son las características del agua de la rías hay que abordar previamente el estudio oceanográfico tanto de la región del Atlántico Nordeste en la que están encuadradas (fig. 11), como de la plataforma adyacente a las rías.

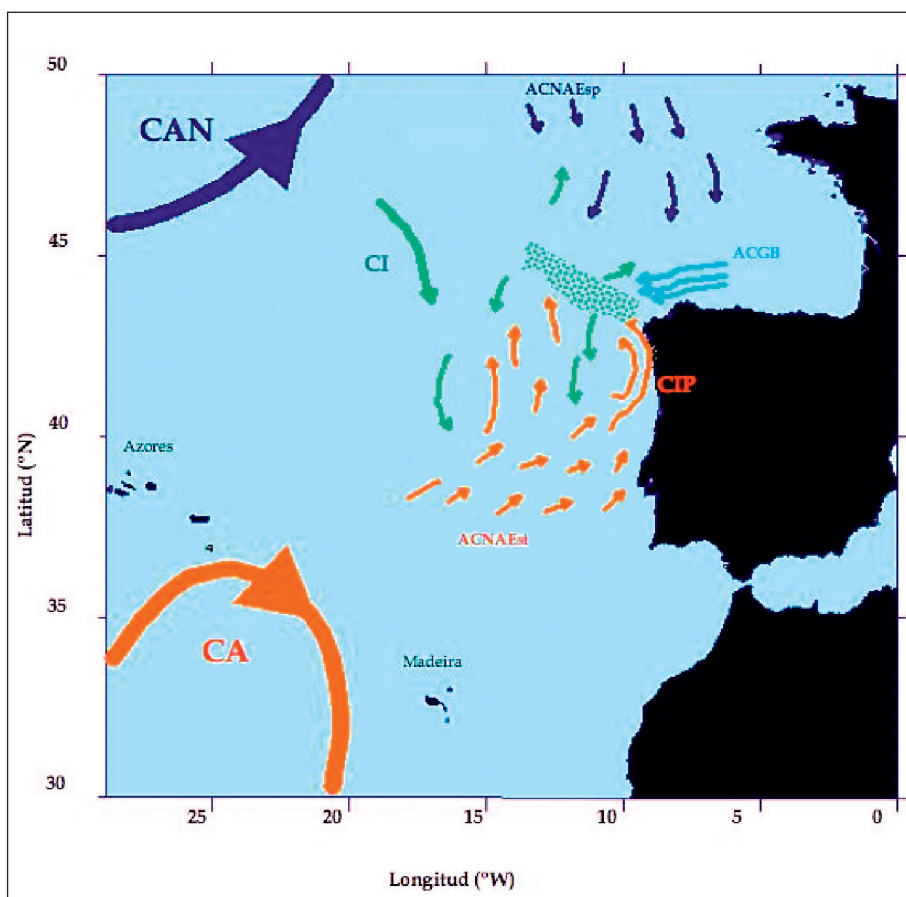


Figura 11. Principales características oceanográficas de la zona del Noreste del Atlántico, donde está situada la Ría de Vigo.

3.2.1 Circulación de la capa superior en el Atlántico Nordeste.

Las corrientes del Atlántico Norte (CAN) y de Azores (CA) derivan de la Corriente del Golfo, siendo la CA más salina y cálida que la CAN. La corriente Ibérica (CI) es una débil corriente que deriva de la CAN y circula hacia el sur entre ambas corrientes principales. En el margen derecho de la CAN, entre Finisterre (43°N) y el Mar Céltico (Al sur de Irlanda, a 50° de latitud), se forma a finales de invierno el Agua Central del Atlántico Nordeste de origen subpolar (ACNAE_{sp}),

caracterizada por temperaturas entre 10 y 13°C y salinidad mayor de 35.7. El ACNAE_{sp} se extiende desde dicha zona de formación hacia el sur. En el margen izquierdo de la CA, en la región Azores-Madeira, se forma durante el invierno el Agua Central del Atlántico Nordeste de origen subtropical (ACNAE_{st}), y por tanto más cálida y salina que la rama subpolar. La confluencia de ambas variedades en la zona de Fisterra conforma un *frente termohalino*, muy notorio en verano. Al norte de Fisterra la circulación tiende a ser anticiclónica mientras que en la parte sur suele ser ciclónica, coexistiendo con la Corriente Ibérica hacia el Polo (CIP). En el Golfo de Vizcaya también se forma una variedad muy homogénea y poco salina del ACNAE llamada Agua Central del Golfo de Vizcaya (ACGV).

3.2.2 Características termohalinas y variabilidad estacional en la plataforma.

El Agua Central del Atlántico Nordeste (ACANE), en cualquiera de sus variedades, se caracteriza por tener una relación entre la salinidad y temperatura prácticamente lineal, entre 36,0 a 35,6 y desde 15 a 11 °C desde los 50-75 m hasta los 400 metros de profundidad respectivamente. Los valores mayores de salinidad y temperatura se observan entre los 75 y 125 metros, disminuyendo hacia el fondo.

En cuanto a la circulación en la plataforma continental, durante la primavera y verano los vientos del norte y nordeste empujan hacia el sur y sudoeste la capa superficial del océano, actuando como contracorriente en capas subsuperficiales la CIP (fig. 11). Esta corriente confluye en las proximidades del Cabo Fisterra con la procedente del Cantábrico constituyendo un frente subsuperficial, que favorece la elevación de aguas frías en época estival. En otoño e invierno, el dominio de los vientos de sur y sudoeste refuerza y extiende a la capa superficial la CIP, que es notoriamente cálida y salina y que pasa muy cerca de la boca de la Ría de Vigo o incluso se detecta en las proximidades de las Islas Cíes.

En resumen, la circulación sobre la plataforma no está dominada por ninguna corriente permanente bien definida, siendo la marea y el viento los elementos forzadores más importantes en la circulación de la Ría de Vigo.

Por encima del ACNAE, el *agua superficial* consiste básicamente en ACNAE modificada por calentamiento y/o por mezcla con agua dulce, bien de lluvia o proveniente de la costa (*escorrentía*). Dado que el agua superficial es menos salina que el ACNAE, que se sitúa por debajo, normalmente se genera un máximo subsuperficial de salinidad (a 70-100 m) que sirve de referencia para delimitar el dominio vertical de ambas aguas. Las características de esta agua superficial costera siguen un patrón estacional. A primeros de año, durante el invierno, la columna de agua es térmicamente bastante homogénea, mientras que los mínimos valores de salinidad se alcanzan en esta época en superficie. En primavera y sobre todo a lo largo del verano la temperatura superficial se incrementa por insolación, mientras que en las capas profundas los valores bajos de temperatura y altas salinidades denotan la presencia de ACNAE ascendiendo por causa del afloramiento a niveles de menos de 30 metros o incluso hasta la superficie en eventos muy intensos. Sin embargo no es hasta finales de otoño cuando se registran las mayores temperaturas superficiales. Temperaturas casi verticalmente homogéneas de unos 16-17°C, indican el hundimiento generado por los vientos del sur y el establecimiento de la ICP. En cambio, la salinidad muestra un fuerte contraste entre las capas profundas y salinas y las de las aguas superficiales influenciadas por los aportes de agua de los ríos.

Al haber también agua dulce (menos densa) procedente de la *escorrentía* continental y del río que se encuentra en su cabecera, se produce su mezcla y se observa una gradación del contenido en sal y también de la temperatura del agua a lo largo del eje de la ría y desde la superficie al fondo. Este proceso de mezcla está muy influenciado por la cantidad de agua dulce, el viento y las corrientes de la ría. Todo esto hace que en el agua de la ría se encuentren, tanto en la horizontal como en la vertical, diferencias significativas en los niveles de temperatura y sal.

Las características termohalinas de las rías también varían estacionalmente, ya que están influenciadas por la dinámica afloramiento/hundimiento anteriormente descrita. Paradójicamente, el agua de la ría en su conjunto está más caliente en invierno que en verano. Ello es debido a que en el verano hay mayor frecuencia de aflora-

mientos, provocando que el agua oceánica que entra en la ría debido a la circulación estuárica positiva sea la que está a profundidades mayores de 60 m en la plataforma, normalmente con temperaturas inferiores a 13°C. Por el contrario, en invierno, con vientos predominantes del sur, ocurre el fenómeno contrario: el hundimiento apila a agua caliente superficial (15-16°C) contra la costa y al entrar en la ría aumentan la temperatura, haciendo que en invierno se registren valores altos para la época del año.

Por tanto el afloramiento en el verano y la entrada de agua superficial en el invierno condicionan la temperatura del agua en la ría, lo que influye en el clima de las rías Baixas, con aparición frecuente de nieblas en el verano y de temperaturas suaves en el invierno. El contenido en sal y los nutrientes igualmente están condicionados por esos fenómenos físicos y en el caso de los nutrientes también por los aportes continentales (ver capítulo 3). Para ilustrar estos procesos, a continuación se muestra una serie de medidas realizadas en tres puntos (2 en la Ría de

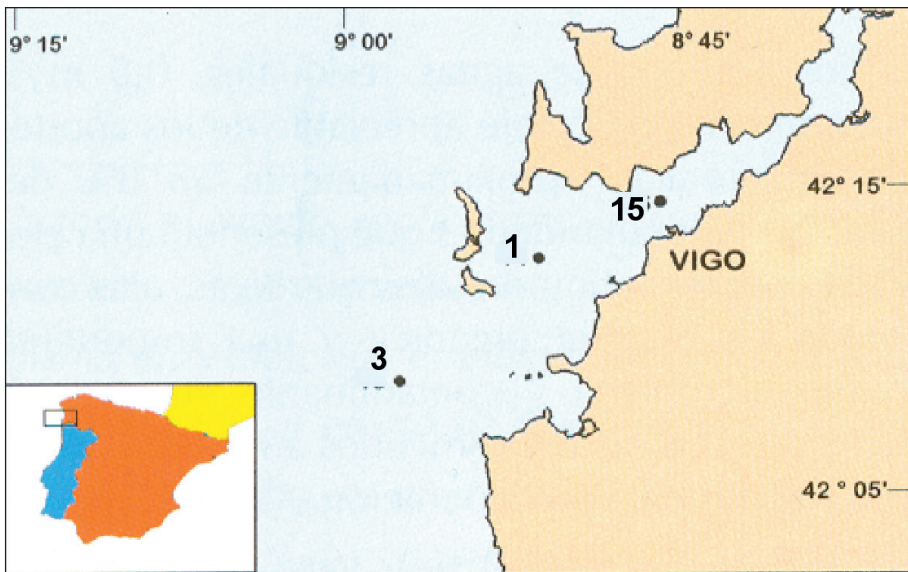


Figura 12. Mapa de la Ría de Vigo con la localización de las estaciones visitadas regularmente para monitorizar la variabilidad termohalina.

Vigo y uno en la plataforma, fig. 12), que nos permitirán observar la variabilidad espacial y temporal de las condiciones hidrográficas.

En la Fig. 13 puede verse la variación de la temperatura y salinidad en la estación 1 en tres muestreos realizados en agosto (azul), febrero (rojo) y noviembre (negro); correspondientes respectivamente a situaciones de verano con afloramiento e invierno con y sin presencia de corriente costera superficial y cálida hacia el norte. En cuanto a la temperatura, es de destacar la aparición en verano de una capa de fuerte variación vertical, llamada *termoclina*. La existencia de esta capa está asociada a la gran diferencia entre la temperatura de la superficie ($>20^{\circ}\text{C}$, fuertemente influida por la insolación, y la del agua de fondo ($13\text{--}14^{\circ}\text{C}$, que corresponde a ACNAE ligeramente modificada). Es la capa de separación de las dos corrientes reflejadas en la fig. 5: por encima de ella el agua está saliendo hacia el océano y por debajo

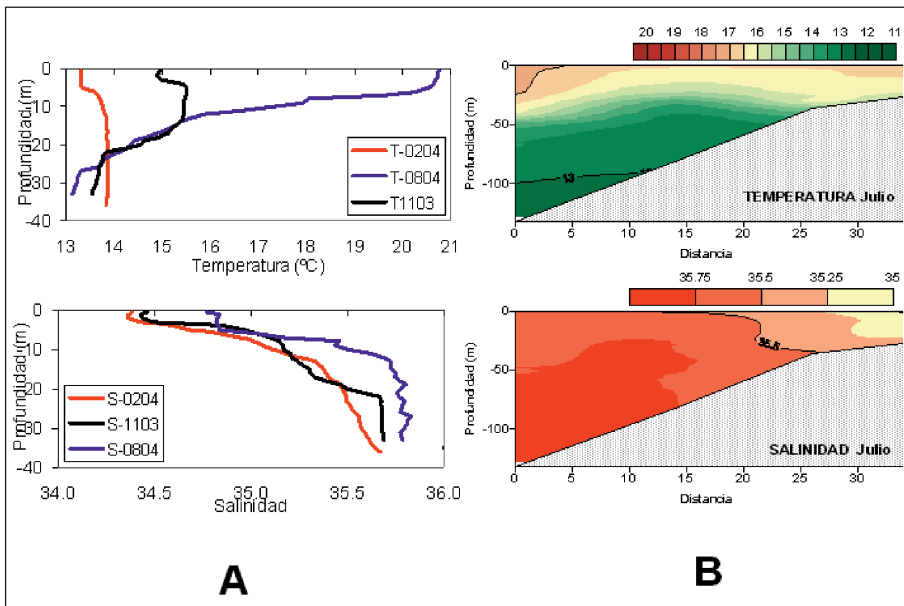


Figura 13a). Perfiles de la temperatura y salinidad en la estación 1 (fig. 10) en tres muestreos realizados en agosto (azul), febrero (rojo) y noviembre (negro).

Figura 13b). Distribución de la temperatura y la salinidad a lo largo del eje de la ría (la profundidad en la boca es 60 m) y en la plataforma adyacente en el mes de julio.

de la termoclina el agua se dirige hacia dentro de la ría. La termoclina se extiende prácticamente por toda la ría e incluso hacia fuera de ella (fig. 13.b). En otoño aun quedan vestigios de la termoclina entre los 15 y 25 m (donde coinciden la línea azul y la negra), mientras que en superficie el agua ha sido modificada por enfriamiento. En invierno, al bajar la insolación al mínimo anual, desaparece finalmente la termoclina (por eso a veces se le apellida termoclina *estacional*) e incluso se llega a producir inversión térmica (la T^a aumenta con la profundidad, fig. 13a, fig. 14) debido al intenso enfriamiento superficial. A pesar de comenzar a desaparecer en otoño y perderse en invierno la *estratificación térmica*, la ría no pierde la estratificación en densidad necesaria para mantener la circulación estuárica, porque esta se mantiene a expensas de la estratificación salina, más intensa precisamente en esas épocas por la mayor precipitación y escorrentía (fig. 3, fig. 13a y fig. 14). Vemos como en otoño e invierno existe, entre los 5 y 15 metros, una zona de fuerte variación de la salinidad, llamada *haloclina* que, separa las aguas superficiales con influencia fluvial, de las más salinas de fondo (35.6-35.7 ACNAE ligeramente modificada).

Las distribuciones encontradas y su evolución son resultado de: las características del agua de la plataforma, transportada por el aflo-

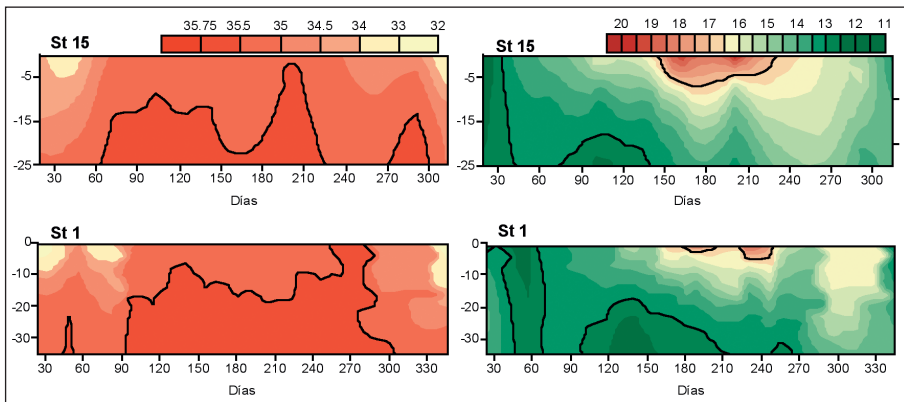


Figura 14. Evolución anual de la salinidad (izquierda) y la temperatura (derecha) durante 2003 en la estaciones 15 (arriba) y 1 (abajo).

ramiento y controlado por el viento remoto; de los aportes continentales, controlados parcialmente por un ciclo hidrológico natural o artificial (en los ríos con embalses); y de los procesos de intercambio y mezcla debidos a las corrientes, controlados, como vimos, por los vientos remotos e internos. Por todo ello, la combinación de todos estos factores hace que unos años se parezcan a los otros (sobre todo si nos fijamos en el ciclo estacional, ya que los factores que los gobiernan siguen un ciclo estacional), aunque no haya dos años exactamente iguales, ya que cada año tiene sus peculiaridades debido a la ya comentada variabilidad interanual. Veremos este asunto en el siguiente apartado.

3.3. Variabilidad interanual de las características termohalinas

Anualmente, en las aguas que ocupan la ría y plataforma adyacente, podemos distinguir dos épocas climáticas bien diferenciadas: octubre-marzo y abril-septiembre, equivalentes a las atmosféricas otoño-invierno y primavera-verano; caracterizadas por el tipo de agua, las corrientes, producción biológica, etc.

La época invernal está caracterizada por vientos predominantemente del S-SW que apilan agua en la costa y por tanto favorecen la entrada de agua costera superficial en la ría, la circulación estuárica negativa y la aparición de mareas rojas (ver capítulo 5). La época estival, dominada por vientos del N-NW, favorece el afloramiento costero, el enriquecimiento en nutrientes y el aumento de la producción biológica.

En este contexto, las variaciones interanuales están determinadas, además de por las características de las aguas de la plataforma, por el dipolo atmosférico constituido entre las altas presiones subtropicales (anticiclón de las Azores) y las bajas presiones subpolares (Borrasca de Islandia), modulado en el Atlántico Nordeste por la rama sur de la corriente NorAtlántica (continuación de la corriente del Golfo hacia Europa).

Esta variabilidad anual e interanual, puede cuantificarse de forma grosera a partir de diferencias en las variables atmosféricas. A

partir de ellas se construyen diversos “índices”, uno de los más conocidos y representativos es el llamado Índice de la *Oscilación NorAtlántica*, NAO¹, fig. 15. Cuando el índice NAO invernal es alto (fase positiva) los inviernos en Galicia son fríos y con menos precipitación de la normal; por el contrario, con NAO negativa los vientos del oeste se intensifican, los inviernos son más templados y se corresponden con años donde la precipitación es superior a la normal.

Esta variabilidad tiene su reflejo en el agua (fig. 16), donde para el período 1994-2006 se han representado los valores en la estación de la boca de la ría. Se observa para cada año las dos épocas del ciclo estacional a las que se aludió anteriormente. También se observa que existe una marcada variación interanual, notoria tanto en la temperatura

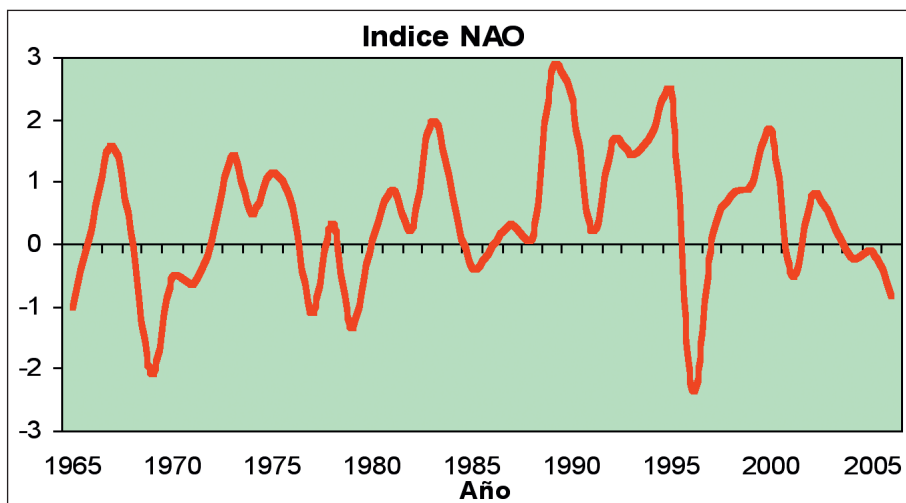


Figura 15. Variabilidad interanual del índice de la Oscilación NorAtlántica (NAO) en los últimos 40 años

1. Se construye a partir de la diferencia mensual normalizada (dividiendo el valor por la *desviación típica* de toda la serie) entre las presiones atmosféricas al nivel del mar entre Azores e Islandia. Este índice muestra una cierta periodicidad decenal y se observa que el índice elaborado con la media de los meses invernales (NAO invernal: media diciembre - marzo) se relaciona con la variabilidad hidroclimática anual en cuanto a viento, precipitación y temperatura sobre Europa Occidental y América del Norte.

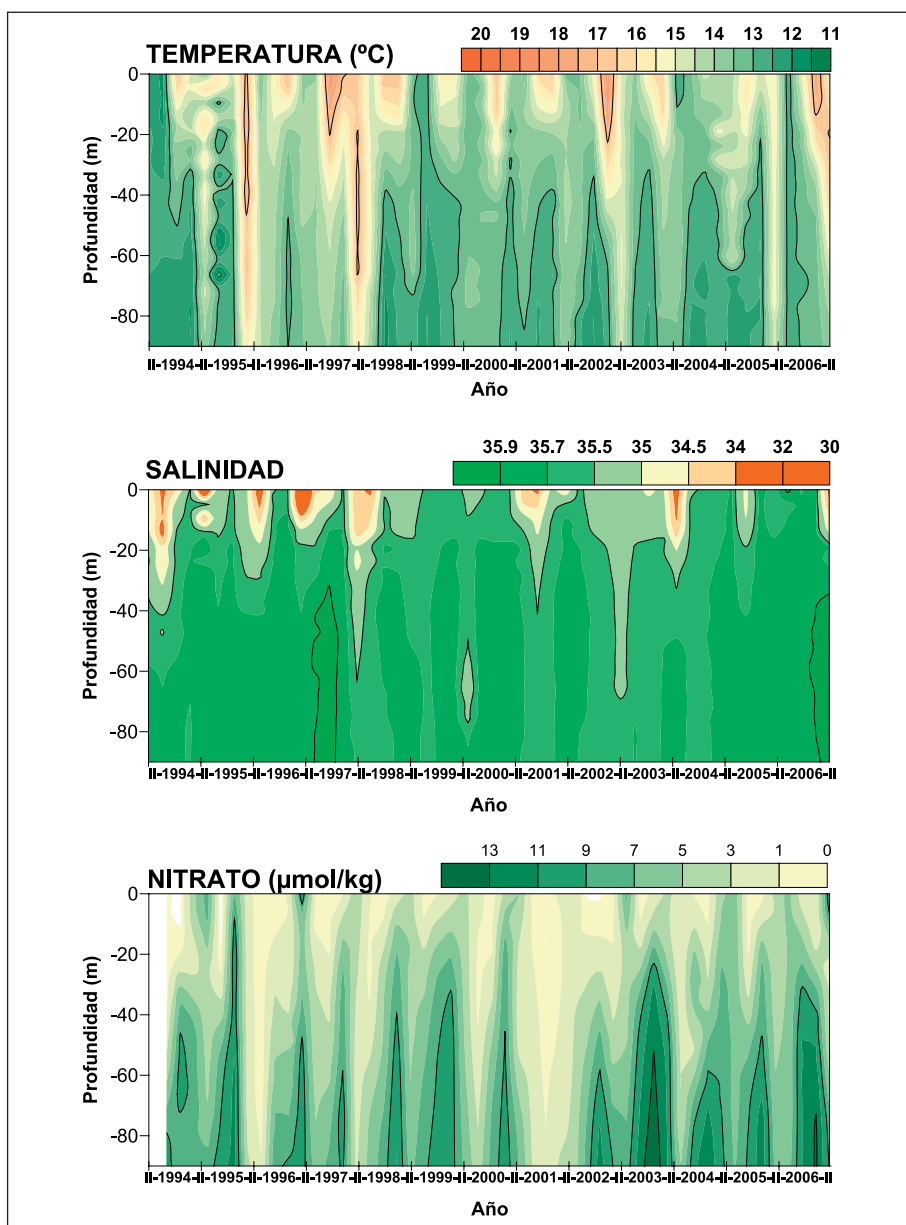


Figura 16. Evolución interanual (1994-2006) de las condiciones termobalinas y del nitrato, tomado como representativo de los niveles de nutrientes, frente a la Ría de Vigo (estación 3).

como en los niveles de nutrientes cerca del fondo, indicadores de la diferente intensidad del afloramiento cada verano (figura 1a). En invierno, la variabilidad interanual se manifiesta en la temperatura y salinidad del agua superficial, reflejo de los cambios interanuales de la insolación, la precipitación/aporte de los ríos y también de la diferente magnitud de la CIP. Todas estas causas están influidas en mayor o menor medida por la NAO.

Como primer ejemplo de lo dicho anteriormente, fijémonos en el período otoño 1997-invierno 1998. El índice NAO invernal (fig. 15) es el más negativo de toda la serie de 40 años. Bajo estas condiciones, la frecuencia de llegada de borrascas y vientos del oeste que vienen del Atlántico cargados de humedad a Galicia es mayor de lo normal, por lo que es esperable mucha mayor precipitación que en un invierno considerado normal. De hecho, las precipitaciones acumuladas en los meses de noviembre, diciembre y enero en Peinador (y en muchas otras estaciones gallegas) fueron casi 1200 mm, un 15% mayor que la media climatológica y más del doble que en el período mostrado en la fig.3 (510 mm). En consecuencia, en esa época se registran las salinidades superficiales más bajas frente a la Ría de Vigo (fig. 16) consecuencia de la dilución del agua marina con agua continental. Los mayores valores de nitrato en superficie son también consecuencia de la mayor escorrentía (ver capítulo 3). Al mismo tiempo, esos vientos oceánicos vienen con temperaturas relativamente suaves, evitan las entradas de aire frío polar durante el invierno y previenen la aparición de afloramientos invernales, favoreciendo los hundimientos. Todos estos hechos tienen como consecuencia común que las temperaturas superficiales durante ese invierno (fig. 16) son las más altas de todo el período (rondando los 18°C ¡en invierno!).

Como segundo ejemplo, vemos que de todo el período hidrográfico estudiado en la fig. 16 (13 años, 1994-2006), el año de mayor índice de afloramiento estival es, con mucha diferencia, 1995 (fig. 2a). La consecuencia es que en el verano de ese año las aguas son más ricas en nitrato a profundidades similares que otros años (fig. 16). O dicho de otro modo, ese verano se alcanzan las mismas concentraciones de nitrato a profundidades menores que otros años, como consecuencia de la mayor tasa de elevación de las aguas. Así,

la fertilización se produce a profundidades más someras de lo normal, más cercanas a la capa fótica, con consecuencias biológicas importantes, como se verá en el capítulo 3.

No se nota en la fig. 16, sin embargo, que los niveles de nitrato en fondo estén disminuyendo con el tiempo a escalas largas como respuesta a la disminución del índice de afloramiento. Serán necesarios más estudios para comprobar este extremo.

En resumen, las concentraciones de nitrato están directamente relacionadas con la intensidad del afloramiento, corroborando que éste es la principal fuente de nutrientes a escalas temporales tanto anuales como interanuales; queda por demostrar la misma afirmación para la larga escala.

BIBLIOGRAFÍA

La mayor parte de los resultados de este capítulo han sido extraídos en mayor o menos medida de los siguientes trabajos de Tesis Doctorales sobre la Ría de Vigo, citados según un criterio cronológico:

- Nogueira García, Enrique. Análisis y modelado de la variabilidad temporal de las características hidrográficas en la Ría de Vigo. Tesis doctoral, Universidad de Vigo, 1998.
- Cabanas López, José Manuel. Variabilidad temporal en las condiciones oceanográficas de las aguas de la plataforma continental gallega. Algunas consecuencias biológicas. Tesis Doctoral, Universidad de Vigo, 2000.
- Souto Torres, Carlos. Predicción numérica y contraste experimental de la circulación en la Ría de Vigo, Tesis Doctoral, Universidad de Vigo, 2000.
- Martín Míguez, Belén. Descripción dinámica de la circulación en dos Rías Baixas: Vigo y Pontevedra. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo, 2003.
- Torres López, Silvia. Modelización de la hidrodinámica y la biogeoquímica en la Ría de Vigo. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo, 2003.
- Gil Coto, Miguel. El campo termohalino como trazador de la dinámica de la Ría de Vigo y su acoplamiento meteorológico. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo 2004.
- Piedracoba Varela, Silvia. Variabilidad espacio-temporal de las condiciones físicas y químicas en un segmento central de la Ría de Vigo. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo, 2006.

AGRADECIMIENTOS

A Belén Martín por la lectura y corrección del texto y a Silvia Piedracoba, por sus valiosas aportaciones al manuscrito.

III

BIOGEOQUÍMICA DE LA RÍA DE VIGO

Ciclo de las sales nutrientes; Trampa/sumidero de CO₂

Carmen G. Castro, Científico Titular, *Instituto de Investigaciones Marinas, CSIC*
Aida F. Ríos, Investigador Científico, *Instituto de Investigaciones Marinas, CSIC*

1. INTRODUCCIÓN
2. VARIABILIDAD ESPACIO-TEMPORAL DE NUTRIENTES
 - 2.1. Variabilidad temporal
 - 2.2. Variabilidad espacial
3. CARACTERIZACION QUIMICA DE ACNAE EN EL DOMINIO OCEANICO
4. APORTES CONTINENTALES DE C, N, P Y SI A LA RIA DE VIGO
5. PRODUCCION NETA DEL ECOSISTEMA
6. ENRIQUECIMIENTO DE ACNAE POR PROCESOS DE MINERALIZACION
7. VARIABILIDAD ESPACIO-TEMPORAL DE LOS FLUJOS DE CO₂:
LA RIA SUMIDERO DE CO₂
8. REFERENCIAS

1. INTRODUCCIÓN

Oceanográficamente hablando, la costa NO de la Península Ibérica constituye la región de afloramiento más importante de Europa. Estas regiones de afloramiento, que se localizan en los bordes occidentales de los continentes, son zonas de máxima riqueza marina; comparables por su productividad con los prados abonados en sistemas terrestres. Así a pesar de ocupar sólo el 0.1% del océano, sostienen el 50% de la producción pesquera a escala global. El hecho de que las Rías Baixas sea la región europea con la mayor producción mejillonera de Europa ($250 \times 10^6 \text{ kg año}^{-1}$) y una de las más importantes a escala mundial no es por ello fortuito sino consecuencia directa del afloramiento costero.

Al elevarse, por afloramiento costero, el agua subsuperficial aporta altos niveles de nutrientes a los primeros metros de la columna de agua, los cuales al estar sometidos a la radiación solar favorecen una intensa proliferación de fitoplancton, “pasto” marino y eslabón primario de una cadena trófica que moviliza cantidades para nada despreciables de carbono, nitrógeno, fósforo, silicio y oxígeno.

Así como en el capítulo anterior se ha mostrado la influencia del afloramiento costero en la Ría de Vigo, desde un punto de vista físico, en este capítulo estudiaremos la ría desde un punto de vista biogeoquímico. Primero describiremos la variabilidad espacio-temporal de los nutrientes, tanto orgánicos como inorgánicos, en la ría. A continuación, nos centraremos en la caracterización química de los principales aportes de nutrientes a la ría; por un lado el agua subsuperficial aflorada (ACNAE: Agua Central del Atlántico NordEste) y por otro el aporte continental. Ello nos permitirá tener una idea de la capacidad fertilizadora del afloramiento y de cómo esta capacidad se traduce en productividad del ecosistema. Asimismo, también describiremos cómo el afloramiento influye en la capacidad de la ría para actuar como trampa / sumidero de CO_2 .

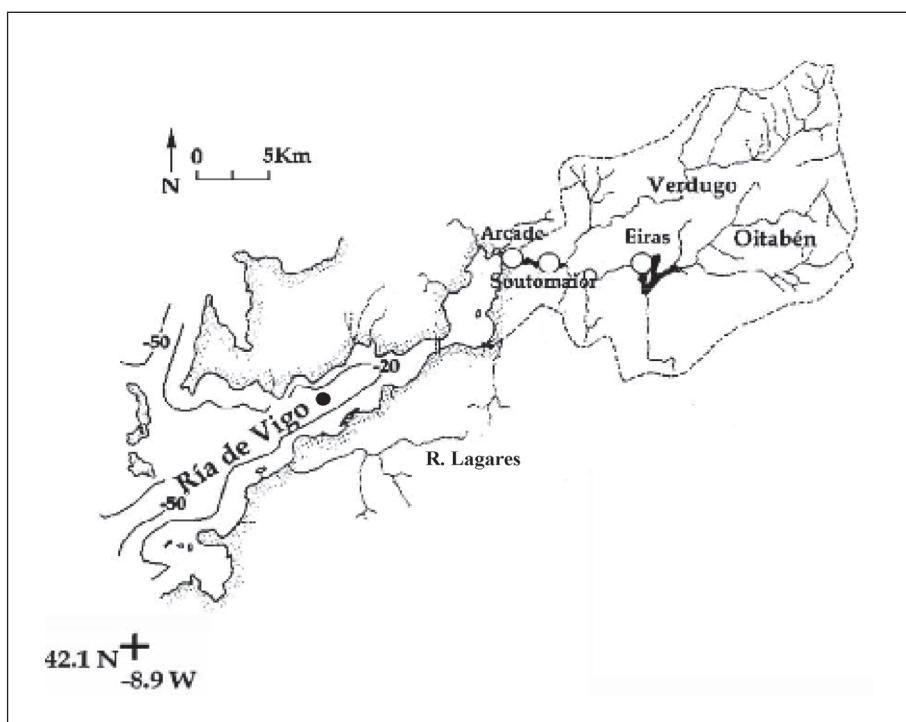


Figura 1. Mapa de la Ría de Vigo con la posición de la estación muestreada entre Enero 1987 a Febrero de 1996 y posteriormente entre Mayo 2001 y Abril 2002 (punto negro).

2. VARIABILIDAD ESPACIO-TEMPORAL DE NUTRIENTES

2.1. Variabilidad temporal

La evolución temporal de los datos recolectados semanalmente entre Mayo 2001 y Abril 2002, en una estación en el interior de la ría de Vigo ($42^{\circ}14.5' \text{ N}$, $8^{\circ} 45.8' \text{ W}$; Fig. 1) nos da una idea de la evolución temporal de los nutrientes orgánicos e inorgánicos a escala anual. En la figura 2 se muestra la evolución temporal de las variables termohalinas, los nutrientes inorgánicos (nitrato y silicato) y los nutrientes orgánicos (nitrógeno y carbono orgánico disuelto; NOD y COD respectivamente) en dicha estación. En base a las variables

termohalinas podemos distinguir claramente varios períodos hidrográficos. De Mayo a Septiembre 2001, la situación respondió a las condiciones típicas de afloramiento con presencia de ACNAE en el fondo que se eleva a la parte superficial de la columna de agua en función de la intensidad y frecuencia de los pulsos de afloramiento. El ACNAE se identifica fácilmente no sólo por sus propiedades termohalinas (temperatura $<13\text{ }^{\circ}\text{C}$, salinidad >35.6), sino también por su alto contenido en nutrientes inorgánicos (concentraciones de nitrato y silicato $>4\text{ }\mu\text{mol kg}^{-1}$) y bajos niveles de nutrientes orgánicos

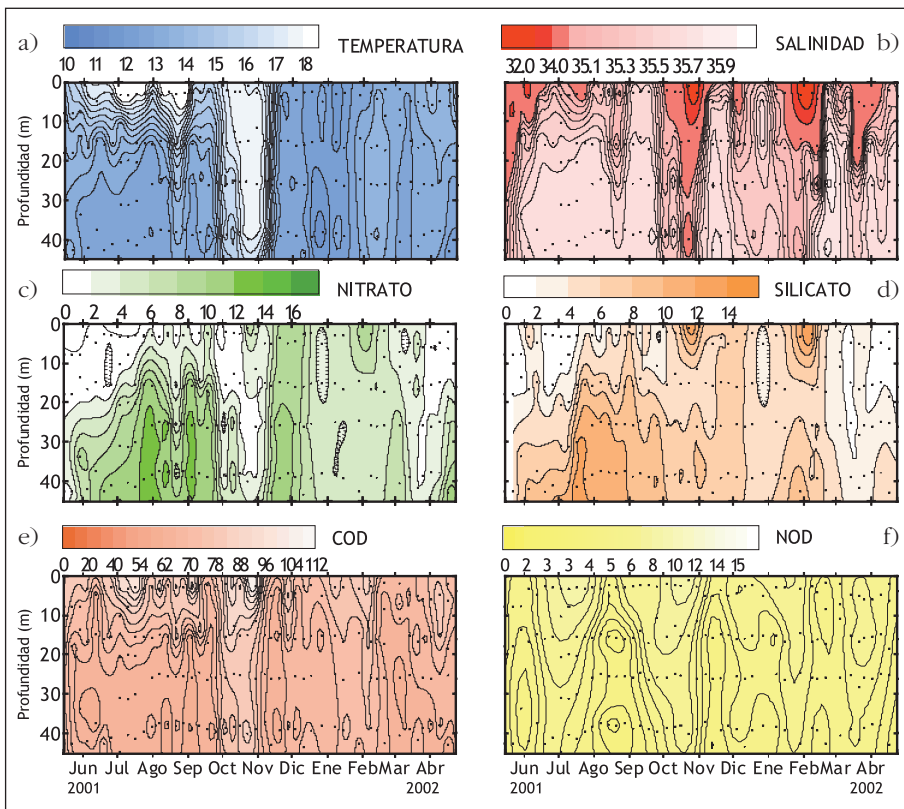


Figura 2. Evolución temporal de temperatura (a), salinidad (b), nitrato (c), silicato (d), carbono orgánico disuelto, COD (e) y nitrógeno orgánico disuelto, NOD (f) en la estación mostrada en la figura 1, entre Mayo 2001 y Abril 2002. Temperatura en $^{\circ}\text{C}$, nutrientes inorgánicos y orgánicos en $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

(NOD $<5 \mu\text{mol kg}^{-1}$ y COD $<65 \mu\text{mol kg}^{-1}$). Debido a la fuerte estratificación térmica, el agua aflorada no llega a salir a la superficie oceánica y los primeros metros de la columna de agua se caracterizan por bajas concentraciones de nutrientes inorgánicos y acumulación de nutrientes orgánicos justo después de los pulsos de afloramiento. Entre Octubre y Noviembre 2001 las condiciones cambiaron radicalmente, observándose la presencia de un agua superficial con bajas salinidades probablemente por aporte de aguas continentales. Esta señal de baja salinidad va acompañada por bajos niveles de nitrato ($< 1 \mu\text{mol kg}^{-1}$), y altas concentraciones de silicato y nutrientes orgánicos ($>6 \mu\text{mol kg}^{-1}$, 7, y $80 \mu\text{mol kg}^{-1}$ de silicato, NOD y COD respectivamente). Entre Diciembre 2001 y mediados de Marzo 2002, se registró una notable homogeneización térmica debido a la presencia de aguas de la corriente costera hacia el polo (IPC; Iberian Poleward Current) y posterior mezcla invernal. Si bien, este período se encuentra de nuevo interrumpido a principios de Febrero 2002, por otro considerable aporte continental. En general, durante todos estos meses, se observaron bajos niveles de nutrientes inorgánicos en toda la columna de agua en comparación con las etapas anteriores. Sin embargo, los nutrientes orgánicos sí nos permiten distinguir entre el agua transportada por la IPC y ACNAE recién formada por mezcla invernal. El ACNAE recién formada, durante los meses de Febrero y Marzo, se caracterizó por menores concentraciones de nutrientes orgánicos en comparación con el agua transportada por la IPC. Finalmente, en Abril registramos un restablecimiento de las condiciones de afloramiento, similares a las del comienzo del muestreo. Existe pues en la ría una importante variabilidad estacional en los nutrientes controlada, en parte, por los forzamientos físicos (fenómeno de afloramiento, aporte continental) y también por procesos biogeoquímicos.

El patrón estacional de los nutrientes en la ría de Vigo se ha establecido en base a los datos recogidos en la posición anterior, a dos profundidades de la columna de agua (superficie 1m y fondo 40 m) para el período comprendido entre Enero 1987 a Febrero de 1996. En la figura 3, mostramos los ciclos estacionales de temperatura, salinidad, nitrato y silicato. Para la temperatura superficial, los promedios

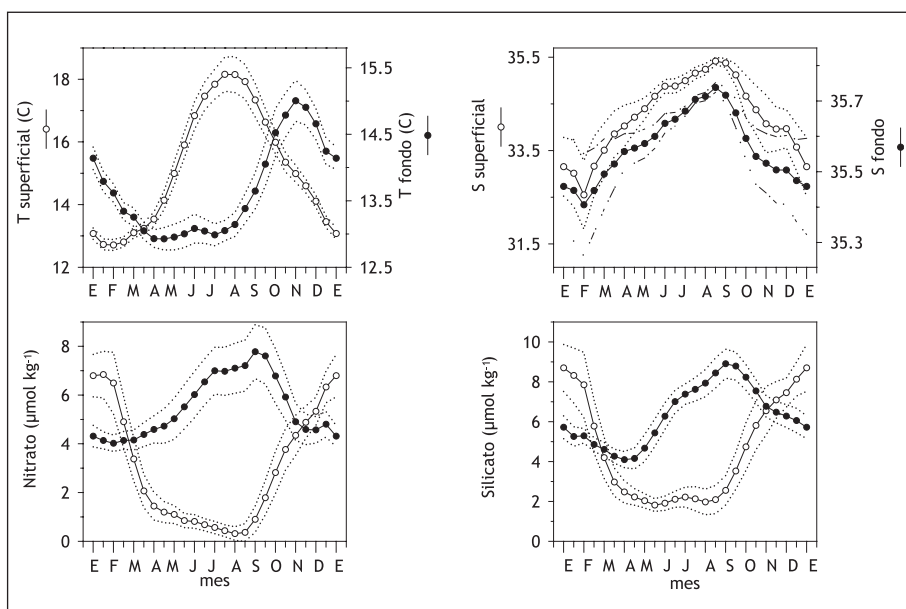


Figura 3. Ciclo estacional de temperatura, salinidad, nitrato y silicato en la estación señalada en la figura 1 a partir de un promedio de 9 años.

mensuales oscilan entre los 13°C de Enero a Mayo, y los 18°C en los meses de verano de Julio a Agosto. El ciclo anual de temperatura a 40 m es muy distinto del ciclo anual para la temperatura superficial, con una oscilación media de sólo 2°C. Los valores mínimos se alcanzan de Mayo a Agosto a consecuencia de la entrada de agua subsuperficial por afloramiento. El promedio más alto se obtiene para el mes de Noviembre, durante la época de hundimiento y la presencia de agua transportada por la IPC. A diferencia de la temperatura, el ciclo anual de salinidad para superficie y fondo es similar. Los promedios más bajos se obtienen de Noviembre a Abril, con valores de salinidad de 33.30 en superficie y 33.45 en fondo. De Junio a Septiembre, durante la época de afloramiento, se obtienen los mayores promedios 35.00 en superficie y 35.65 en fondo.

Los ciclos anuales de nitrato y silicato en superficie y fondo muestran similares características. Los procesos básicos que contro-

lan la evolución anual media en superficie son el aporte de nutrientes vía escorrentía y su consumo fitoplanctónico. Los promedios más altos (7 y 9 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ para nitrato y silicato respectivamente) se registran en invierno, coincidiendo con los mayores valores de escorrentía. A partir del comienzo de la primavera, cuando la actividad del fitoplancton comienza a ser importante y la escorrentía decrece, tiene lugar un acusado descenso de la concentración media de nitrato y silicato en superficie. Durante el verano la concentración de nitrato alcanza niveles próximos a cero; mientras que para silicato los mínimos se sitúan alrededor de 2 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ durante la primavera y verano. La concentración de nutrientes a 40 m presenta las concentraciones medias más bajas de Noviembre a Mayo con valores menores que los registrados en superficie, en torno a 4 $\mu\text{mol kg}^{-1}$ para nitrato y silicato. A partir de Mayo, la concentración media se incrementa hasta alcanzar los máximos durante Septiembre; mes con un promedio de afloramiento todavía importante y cuando es más notable la influencia de la mineralización de la materia orgánica y remoción de los fondos de la ría por la actividad marisquera.

2.2. Variabilidad espacial

Mostraremos ahora la variabilidad espacial de los nutrientes a lo largo del eje principal de la ría, en condiciones de afloramiento estival y hundimiento invernal. Lamentablemente, no existe ningún muestreo en el que se haya determinado simultáneamente la variabilidad espacial de los nutrientes inorgánicos y orgánicos en las Rías Baixas, así que recurriremos a dos muestreos distintos para cada tipo de nutrientes.

A lo largo de 1986, se realizaron una serie de campañas oceanográficas en la ría de Vigo y plataforma continental adyacente para determinar las condiciones hidrográficas y estudiar el intercambio de nutrientes y materia orgánica particulada entre la ría-plataforma. El 31 de Mayo de 1986 se captó una situación típica de afloramiento, con una fuerte entrada de ACNAE por el fondo con temperaturas $< 12.5\text{ }^{\circ}\text{C}$, salinidades < 35.5 y un elevado contenido en nutrientes

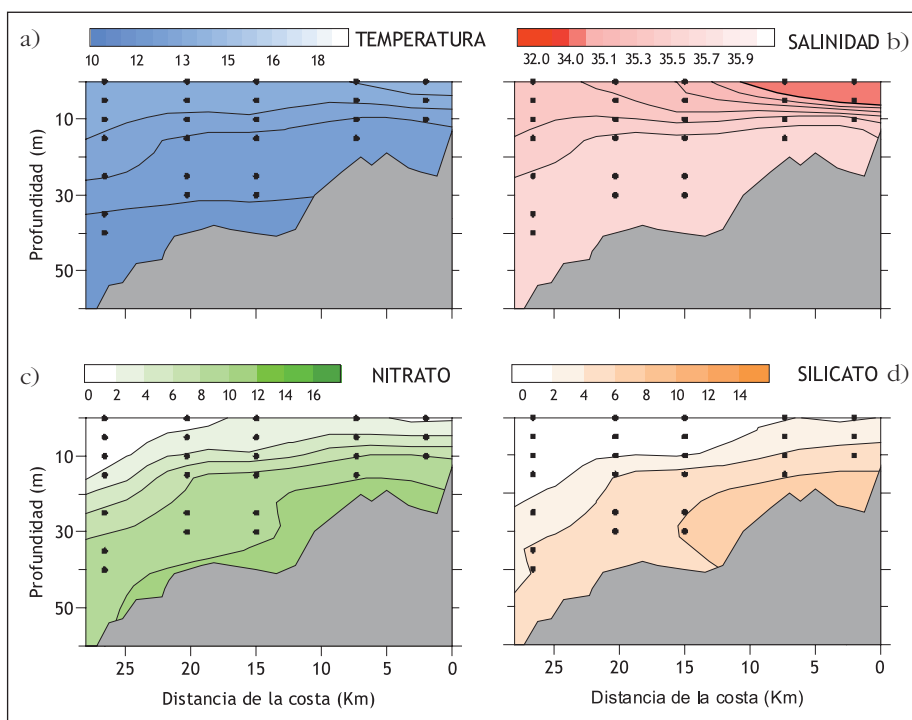


Figura 4. Distribución espacial de temperatura (a), salinidad (b), nitrato (c) y silicato (d) a lo largo del transecto en el canal central de la Ría de Vigo en Mayo 1986 (situación de afloramiento). Temperatura en $^{\circ}\text{C}$, nitrato y silicato en $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

(Fig. 4). La circulación positiva en la ría favorece la salida por superficie del agua continental, claramente definida por $S < 35$ y silicatos $> 10 \mu\text{mol kg}^{-1}$. Sin embargo, el 28 de Febrero de 1986 se observó la situación opuesta, entrada de agua superficial oceánica que impide la salida del agua continental (Fig. 5). El agua superficial oceánica se hunde a una distancia entre 10-15 Km de la costa, al formarse un frente de convergencia con el agua continental saliente. Este hundimiento queda claramente reflejado en el descenso de las isolíneas de salinidad y nutrientes. A diferencia del agua superficial oceánica de Mayo 1986, el agua superficial muestreada en esta situación de hundimiento presentó unos elevados niveles de nutrientes debido a los intensos procesos de oxidación de la materia orgánica.

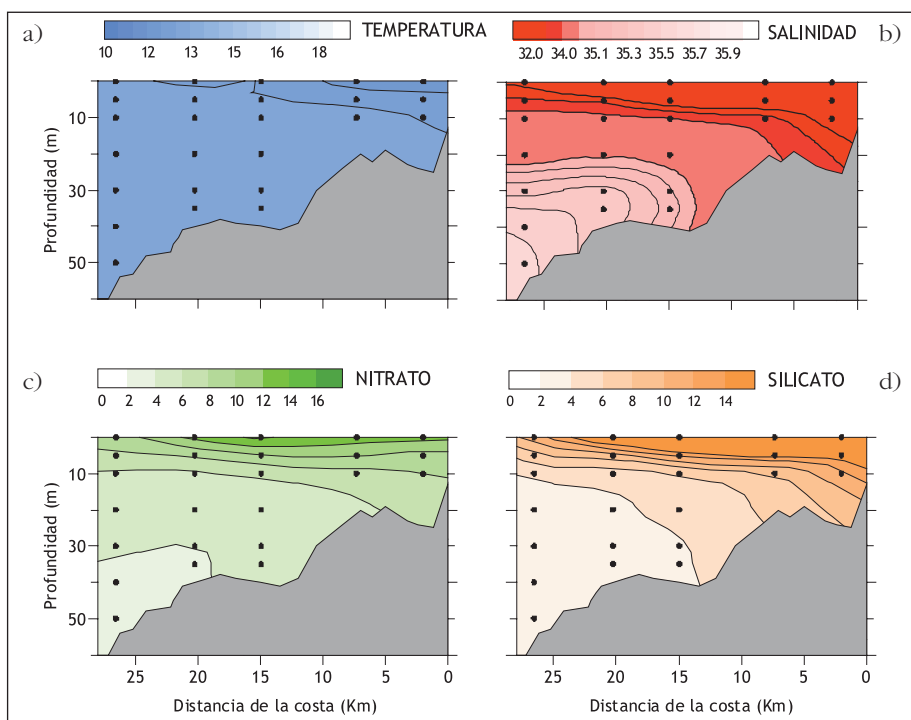


Figura 5. Distribución espacial de temperatura (a), salinidad (b), nitrato (c) y silicato (d) a lo largo del transecto en el canal central de la Ría de Vigo en Febrero 1986 (situación de hundimiento). Temperatura en $^{\circ}\text{C}$, nitrato y silicato en $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

La determinación de las distribuciones espaciales de carbono orgánico disuelto en la ría se muestra en base a una serie de campañas a lo largo de toda la ría y realizadas en diferentes épocas del año en 1997. De nuevo, hemos escogido dos situaciones correspondientes a un afloramiento estival con estratificación (18 de Julio 1997; Fig. 6) y una situación de hundimiento invernal con circulación negativa (8 de Diciembre de 1997; Fig. 7). Durante la situación de afloramiento, se observa la presencia de ACNAE en el fondo del interior de la ría con $T < 13^{\circ}\text{C}$, $S > 35.7$ y con bajas concentraciones de COD ($< 70 \mu\text{mol kg}^{-1}$) y altas concentraciones de carbono inorgánico disuelto ($\text{CT} > 2120 \mu\text{mol kg}^{-1}$). La situación contraria es la que se observa en invierno; la dominancia de vientos de componente sur favorece la circula-

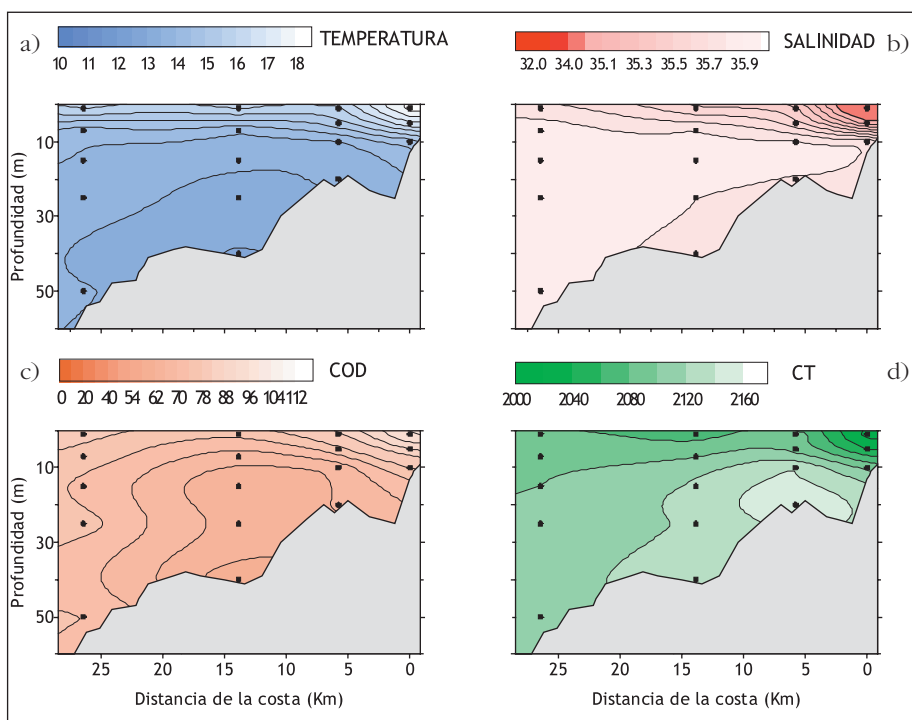


Figura 6. Distribución espacial de temperatura (a), salinidad (b), carbono orgánico disuelto, COD (c) y carbono inorgánico total, C_T (d) a lo largo del transecto en el canal central de la Ría de Vigo en Julio 1997 (situación de afloramiento-estratificación). Temperatura en $^{\circ}\text{C}$, COD y C_T en $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

ción negativa en la ría. De este modo, se origina una acumulación de agua dulce en el interior de la ría, que encuentra impedida su salida por la intrusión por superficie de agua cálida y salina. La intrusión de esta agua produce una homogeneización casi completa de la columna de agua en el segmento central de la ría. Los niveles de COD en esta agua cálida son alrededor de $75 \mu\text{mol kg}^{-1}$, menores que los valores observados en el agua continental en la parte interna de la ría ($\text{COD} > 75 \mu\text{mol kg}^{-1}$).

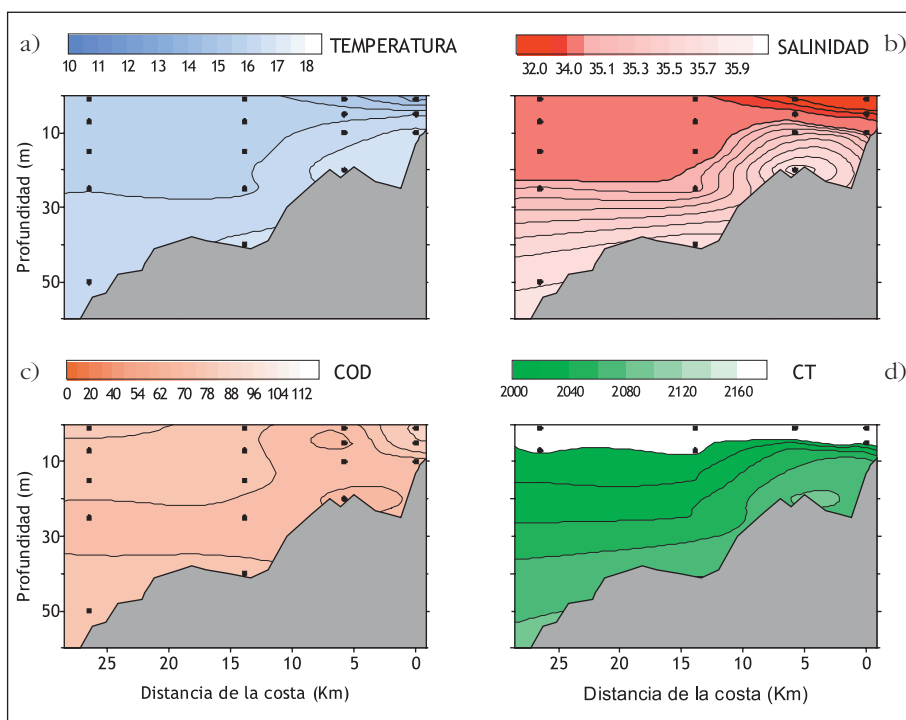


Figura 7. Distribución espacial de temperatura (a), salinidad (b), carbono orgánico disuelto, COD (c) y carbono inorgánico total, C_T (d) a lo largo del transecto en el canal central de la Ría de Vigo en Diciembre 1997 (situación de hundimiento).
Temperatura en $^{\circ}\text{C}$, COD y C_T en $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

3. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE ACNAE EN EL DOMINIO OCÉANICO

Una de las características químicas más obvias de un sistema de afloramiento es su elevado contenido en nutrientes inorgánicos. El agua aflorada, en nuestro caso ACNAE, se caracteriza por altos niveles de nutrientes inorgánicos, como hemos mostrado en la sección anterior. Sin embargo el contenido en nutrientes, tanto inorgánicos como orgánicos, va a depender del origen del ACNAE y de los posteriores procesos de mineralización que el agua experimente en su ascenso sobre la plataforma y rías gallegas. Trataremos bajo este epígrafe, la caracterización química de ACNAE en función de su origen oceánico.

En el capítulo anterior, se ha indicado que existen básicamente 2 tipos de ACNAE en función de su zona de formación: (1) ACNAE de origen subpolar (ACNAE_{SP}) y ACNAE de origen subtropical (ACNAE_{ST}). Además de sus distintas propiedades termohalinas, como se ha explicado en el capítulo previo, estos dos cuerpos de ACNAE presentan propiedades químicas claramente distintas en el océano adyacente a la plataforma continental gallega. Los volúmenes de ACNAE más fríos, contienen niveles de nutrientes inorgánicos más altos y menores de nutrientes orgánicos. Esta diferenciación es muy importante porque en

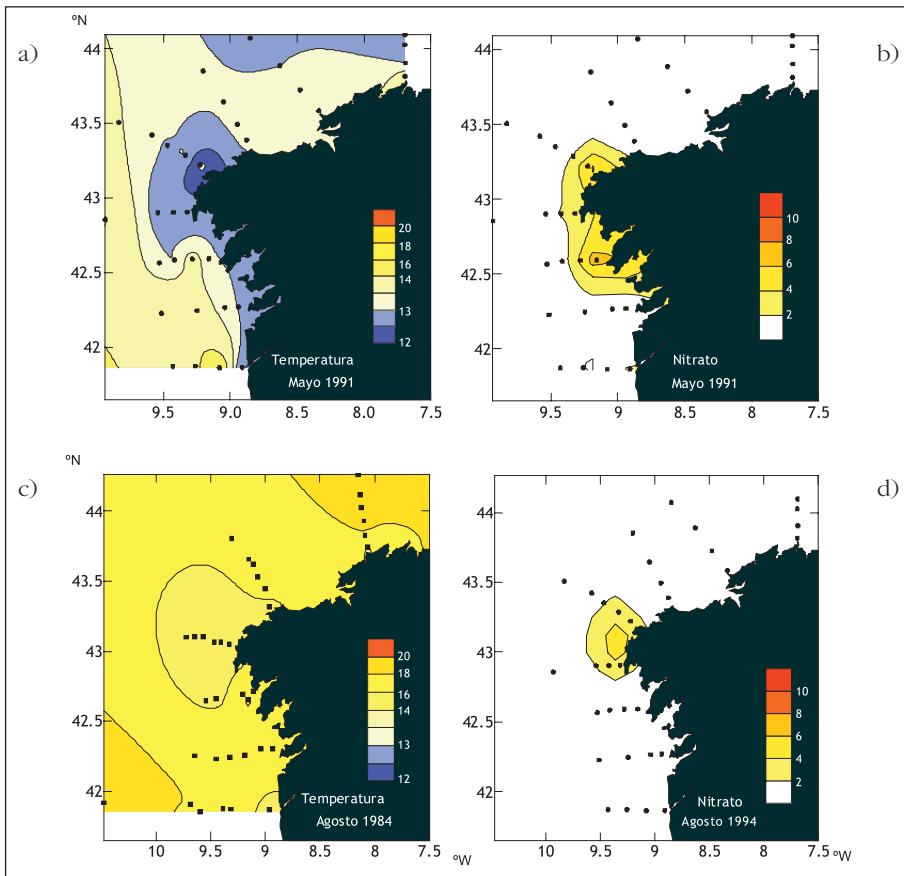


Figura 8. Distribución horizontal de temperatura y nitrato a lo largo de las costas de Galicia en Mayo 1991 (a, b) y Agosto 1984 (c, d). Temperatura en °C, nitrato en $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

función de cuál sea el cuerpo de ACNAE aflorado sobre la plataforma continental, fertilizará en mayor o menor medida los primeros metros de la columna de agua. Esto se muestra muy claramente en la figura 8 con dos escenarios de afloramiento muy distintos (Mayo-1991 y Agosto-1984). En las dos situaciones, el ACNAE irrumpió en la superficie alrededor de Cabo Fisterra pero con temperaturas muy diferentes. El agua más fría que afloró en Mayo-1991, se trató de ACNAE_{SP} con temperaturas $< 12.5^{\circ}\text{C}$ y con concentraciones de nitrato superiores a $6 \mu\text{mol kg}^{-1}$. Mientras que en Agosto-1984 afloró ACNAE_{ST} más cálida y con menores niveles de nitrato ($2 - 4 \mu\text{mol kg}^{-1}$). Existe pues una correlación negativa entre temperatura y contenido de nutrientes inorgánicos para ACNAE. Los volúmenes de ACNAE_{SP} presentan mayores niveles de nutrientes inorgánicos ($> 5 \mu\text{mol kg}^{-1}$, $> 0.3 \mu\text{mol kg}^{-1}$ y $> 1.7 \mu\text{mol kg}^{-1}$ para nitrato, fosfato y silicato respectivamente); mientras que ACNAE_{ST} se caracteriza por menores concentraciones (Fig. 9). En lo que respecta a los nutrientes orgánicos, responden a la distribución oceánica general de la materia orgánica disuelta con menores valores para las aguas más frías. La materia orgánica disuelta se produce en la superficie oceánica por procesos biológicos y es diluida y mezclada por procesos físicos hacia el fondo, donde permanece aquella fracción que no ha sido consumida por respiración microbiana. Por ello ACNAE_{SP}, formada en capas de mezcla invernal más profundas, presenta concentraciones menores de materia orgánica disuelta. Así en base a lo expuesto, el afloramiento de ACNAE_{ST} no sería tan favorable a la fertilización de las Rías Baixas y por tanto a la producción primaria de la misma como la elevación de ACNAE_{SP}. Sin embargo, como veremos en una sección posterior, el aumento de los niveles de nutrientes inorgánicos que experimenta el ACNAE_{ST} sobre la plataforma, debido a los procesos de mineralización de la materia orgánica, atenúa en gran medida este inicial factor diferencial.

Por último, nos interesa comparar los niveles de nutrientes del agua aflorada en las costas gallegas con el régimen de nutrientes de las áreas de afloramiento a escala mundial (Tabla 1). En base a esta tabla, observamos que nos encontramos en la región de afloramiento más pobre en lo que a nutrientes inorgánicos respecta, incluso con menores niveles de nutrientes que en el NO de África. Se trata

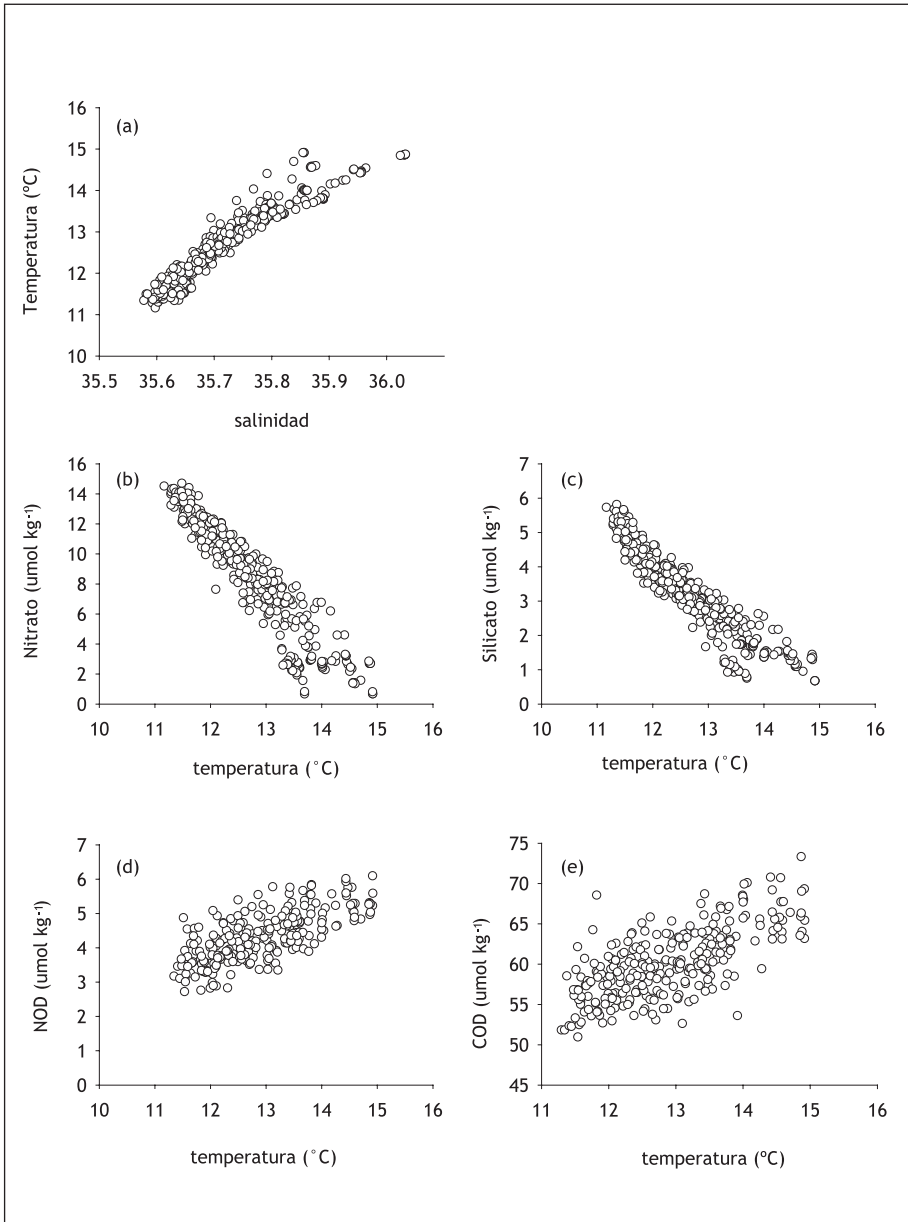


Figura 9. Gráficas XY de temperatura vs. salinidad (a), nitrato vs. temperatura (b), silicato vs. temperatura (c), NOD vs. temperatura (d) y COD vs. temperatura (e) para ACNAE.

principalmente de una diferencia interoceánica. Los océanos Pacífico e Índico presentan mayor contenido en sales nutrientes inorgánicas y menores niveles de oxígeno, que el Atlántico. Además, nuestra área de afloramiento se localiza en la región de formación de ACNAE a diferencia de la zona de afloramiento del NO de África. Ello implica que en nuestra área, las aguas subsuperficiales han sido recientemente formadas y por consiguiente no han sufrido continuos procesos de mineralización de la materia orgánica, como sucede con al ACNAE aflorada en las costas africanas. Cuando el ACNAE llega a las costas africanas presenta un contenido en nutrientes mayor que en el momento de formación debido a la intensa mineralización de la materia orgánica que se va produciendo en su trayectoria.

	Temperatura	Nitrato	Fosfato	Silicato
NO ÁFRICA	14 - 17	15 - 20	1-1.5	7 - 10
SO ÁFRICA		20 ±4	1.5 ±0.1	15 ±5
PERÚ	13 - 16	10 - 32	2 - 3	15 - 30
CALIFORNIA	10 - 15	10 - 30	1- 2	10 - 35
GALICIA	11.5 - 13	1 - 16	0.1 - 1.2	0.7 - 5

Tabla 1 Niveles de nutrientes observados en las aguas afloradas en las regiones más importantes de afloramiento y en el afloramiento de Galicia. Temperatura en °C y nutrientes en $\mu\text{mol kg}^{-1}$

4. APORTES CONTINENTALES DE C, N, P, Y Si A LA RÍA

Las aguas continentales constituyen el segundo aporte de nutrientes a las Rías Baixas, después de las aguas afloradas. En el caso de la ría de Vigo, el mayor tributario es el río Oitavén- Verdugo, con la desembocadura en la parte interna de la ría. La cuenca de drenaje del río tiene una superficie total de 350 km^2 y recibe una escorrentía de 2500 mm año^{-1} . Ello produce un caudal medio de $15 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, alcanzando máximos por encima de $25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en Octubre a Enero y mínimos por debajo de $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en Agosto. Otros tributarios menores son el río Lagares con $3.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y el río Miñor con $5.1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

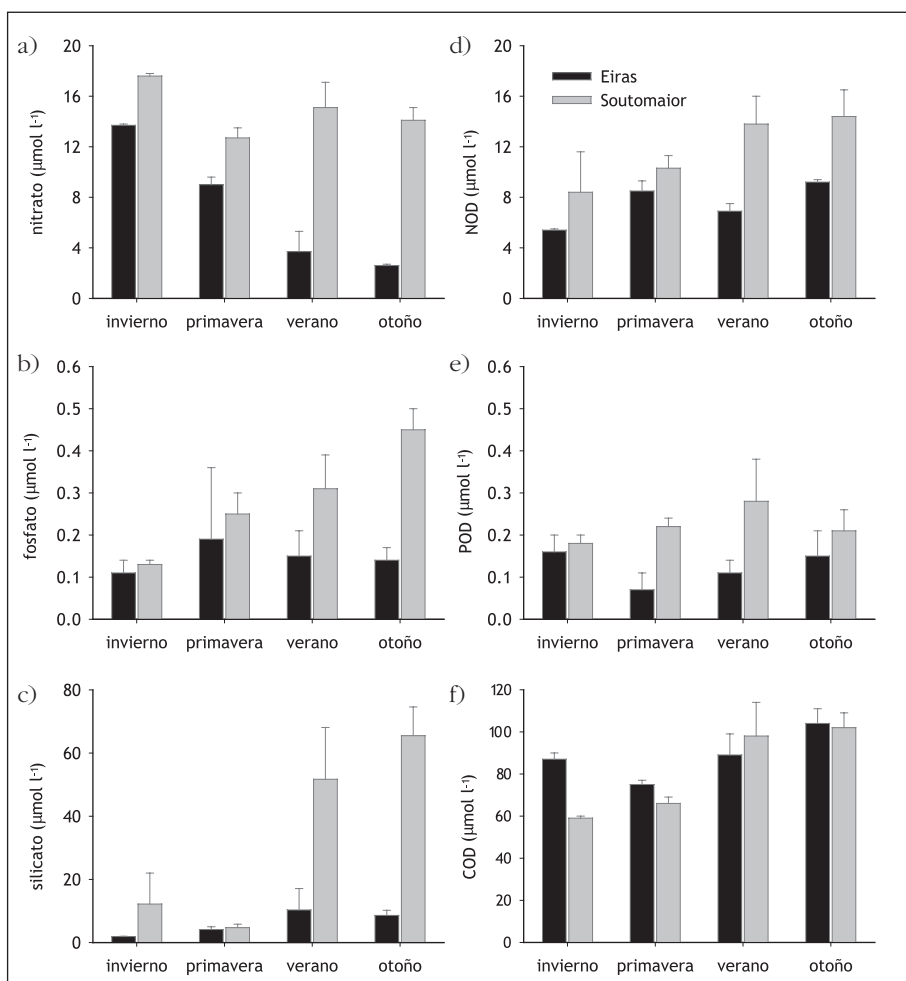


Figura 10. Diagrama de barras mostrando la concentración media estacional de nitrato (a), fosfato (b), silicato (c), nitrógeno orgánico disuelto, NOD (d), fósforo orgánico disuelto, POD (e) y carbono orgánico disuelto, COD (f) vertidos por el río Oitavén-Verdugo a la Ría de Vigo.

La concentración media de los nutrientes inorgánicos y orgánicos a escala estacional y anual en dos puntos del río Oitavén- Verdugo (puente de Soutomaioir y embalse de Eiras; Fig. 1) se muestra en la figura 10. Las concentraciones de la mayoría de las especies químicas

presentan un marcado estacional, con mínimo en invierno y máximo en Verano – Otoño, a excepción de la concentración de nitrato. Esta tendencia refleja el típico ciclo estacional de la actividad biológica en ríos y suelos, así como los procesos de erosión químicos que están directamente relacionados con el ciclo estacional de la radiación solar y temperatura. El aporte de nutrientes orgánicos también es importante, llegando a representar el 58%, 39% y 29% de los flujos de carbono, nitrógeno y fósforo totales respectivamente. A pesar de que los flujos normalizados a la cuenca de drenaje del río Oitaven- Verdugo son elevados ($32 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, $0.70 \text{ mmol P m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y $61 \text{ mmol Si m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) en comparación con otros ríos de similares características, las concentraciones de nutrientes inorgánicos y orgánicos son bajas debido al caudal relativamente pequeño del río.

Otra aportación de agua dulce que hay que tener en cuenta son las aguas residuales con un caudal de aproximadamente un $0.8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ supone un 8% de los aportes de agua dulce. Estos aportes son de gran importancia, porque presentan una elevada concentración en nutrientes inorgánicos, fundamentalmente fosfato y carbono orgánico disuelto. Se estima que $\sim 70\%$ del consumo de agua en la ciudad de Vigo se transforma en agua residual. Del total de aguas residuales vertidas a la ría por la ciudad, $2/3$ partes son vertidas en las inmediaciones del puerto comercial; la parte restante es vertida al río Lagares.

5. PRODUCCIÓN NETA DEL ECOSISTEMA

Durante la época de los 90s, una serie de proyectos abordaron el estudio de los cambios hidrodinámicos y biogeoquímicos a corta escala temporal (2–4 días) con el fin de estudiar el efecto del viento costero sobre la dinámica del consumo–regeneración de sales nutrientes, intercambio de CO_2 atmósfera-océano y el origen y destino de la materia orgánica en las Rías Baixas. Estas investigaciones demostraron que la elevada producción primaria de las Rías se debe a la sucesión de episodios de afloramiento – relajación, los cuales permiten un óptimo aprovechamiento de las sales nutrientes que fertilizan el sistema. Se estudió pues, la influencia de los pulsos de aflora-

miento en la productividad de las Rías Baixas en base a un intenso muestreo realizado en la ría de Arousa con una frecuencia de 2 veces por semana, entre Mayo y Octubre de 1989. Se escogió la ría de Arousa al ser la mayor productora de mejillones; en todo caso indicar que los resultados son representativos de todas las Rías Baixas.

Se calcularon flujos y consumos netos de carbono, nitrógeno, fósforo, silicio y oxígeno en la ría. A partir de estos consumos se obtuvo una estimación de la variabilidad temporal de la producción neta del ecosistema ($PNE = \text{producción} - \text{respiración}$; Fig. 11). La evolución temporal de PNE sigue los pulsos de afloramiento con un desfase de aproximadamente 3-4 días. Este desfase es el tiempo necesario para que después de la entrada de aguas ricas en nutrientes en la ría, el fitoplancton pueda realizar la síntesis de materia orgánica. El consumo de nutrientes es máximo ($PNE > 3 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) cuando se dan altos aportes de nutrientes y tiempos de residencia suficientes para el crecimiento de las poblaciones fitoplanctónica. Sin embargo si el afloramiento es muy intenso, el consumo de sales nutrientes y por tanto la PNE es baja, dado que el agua aflorada es rápidamente desplazada por superficie hacia el exterior de la ría y no transcurre el tiempo suficiente para que se produzca el crecimiento del fitoplancton. La situación cambia drásticamente durante los episodios de hundimiento, como el registrado en la segunda quincena de Octubre de 1989. Se produce un importante consumo de materia orgánica ($PNE < 0$), indicando un predominio de los procesos de mineralización de la materia orgánica sobre la producción.

Asimismo, esta serie de datos es muy ilustrativa para comprender la influencia que el viento ejerce sobre la producción del ecosistema y el mecanismo de fertilización debido al afloramiento de ACNAE. Además del viento, la estabilidad de la columna de agua también contribuye a modular la PNE, al moderar la difusión vertical de sales nutrientes desde la capa inferior a la superior durante los períodos de relajación, e incrementar la eficiencia del consumo de nutrientes por el fitoplancton durante los episodios de afloramiento. La estabilidad de la columna de agua muestra una clara tendencia a decrecer a lo largo del período estudiado ($r = +0.80$, $n=45$; $p < 0.001$), probablemente en asociación con la progresiva reducción de la ra-

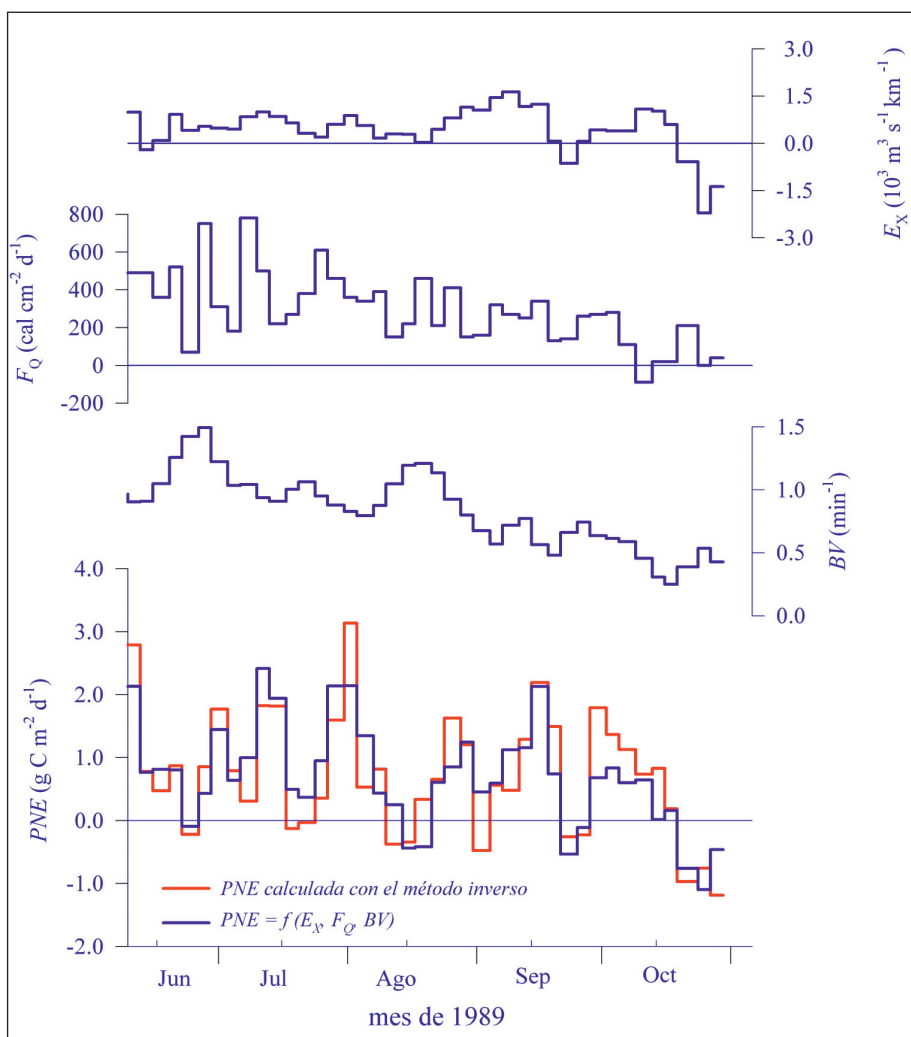


Figura 11. Evolución temporal del índice de afloramiento (primera fila), irradiancia (segunda fila), estabilidad de la columna de agua (tercera fila) y producción neta del ecosistema, PNE (cuarta fila) observada entre Mayo y Octubre 1989 en la Ría de Arousa.

diación solar. En paralelo, también se observa un decrecimiento progresivo, aunque menos significativo de la PNE ($r=+0.52$, $n=46$; $p<0.08$). A partir de los datos de viento costero, intercambio de calor con la atmósfera y estabilidad de la columna de agua, se estableció una ecuación empírica de estimación de la PNE:

$$PNE = 0.60(\pm 0.14) \times E_{x12} - 0.30(\pm 0.12) \times E_{x0} + 0.0032(\pm 0.0051) \times [F_{Q0} + F_{Q1}] - 1.7(\pm 0.3) \times BV$$

$$r = 0.84, n = 46, p < 0.001$$

donde E_{x12} y E_{x0} son los valores medios del transporte de Ekman durante el período 3-4 días en que se estima la PNE y durante los 6 días previos al período de estimación respectivamente. F_{Q0} y F_{Q1} son el intercambio de calor con la atmósfera en el período de 3-4 días en que se estima PNE y durante el período de 3-4 días inmediatamente anteriores, respectivamente. BV es la estabilidad de la columna de agua. Como vemos en la figura 11, la PNE estimada a través de esta ecuación empírica refleja en gran medida la PNE del ecosistema, llegando a explicar un 70% de la variabilidad de la PNE.

6. ENRIQUECIMIENTO DE ACNAE POR PROCESOS DE MINERALIZACION

Se ha mostrado que el elevado contenido en nutrientes del agua aflorada se debe por un lado al distinto origen del ACNAE y por otro al nutriente ganado por procesos de mineralización (oxidación) de la materia orgánica. Aquí mostraremos, a partir de la serie temporal de las variables químicas descritas en el apartado 1.1 (Fig. 2) qué porcentaje de la concentración de nutriente observada en las aguas sub-superficiales de la ría se debe a los procesos de mineralización *in situ*. La estimación de este enriquecimiento en nutrientes la realizamos por comparación de la concentración de nutrientes en la ría y en el océano adyacente para un volumen de agua con unas propiedades dadas de temperatura y salinidad. Es decir que para las mismas propiedades termohalinas, comparamos la concentración de nutriente y es esta diferencia, a la que llamamos anomalía, la que tiene únicamente la variabilidad asociada a la mineralización. Así,

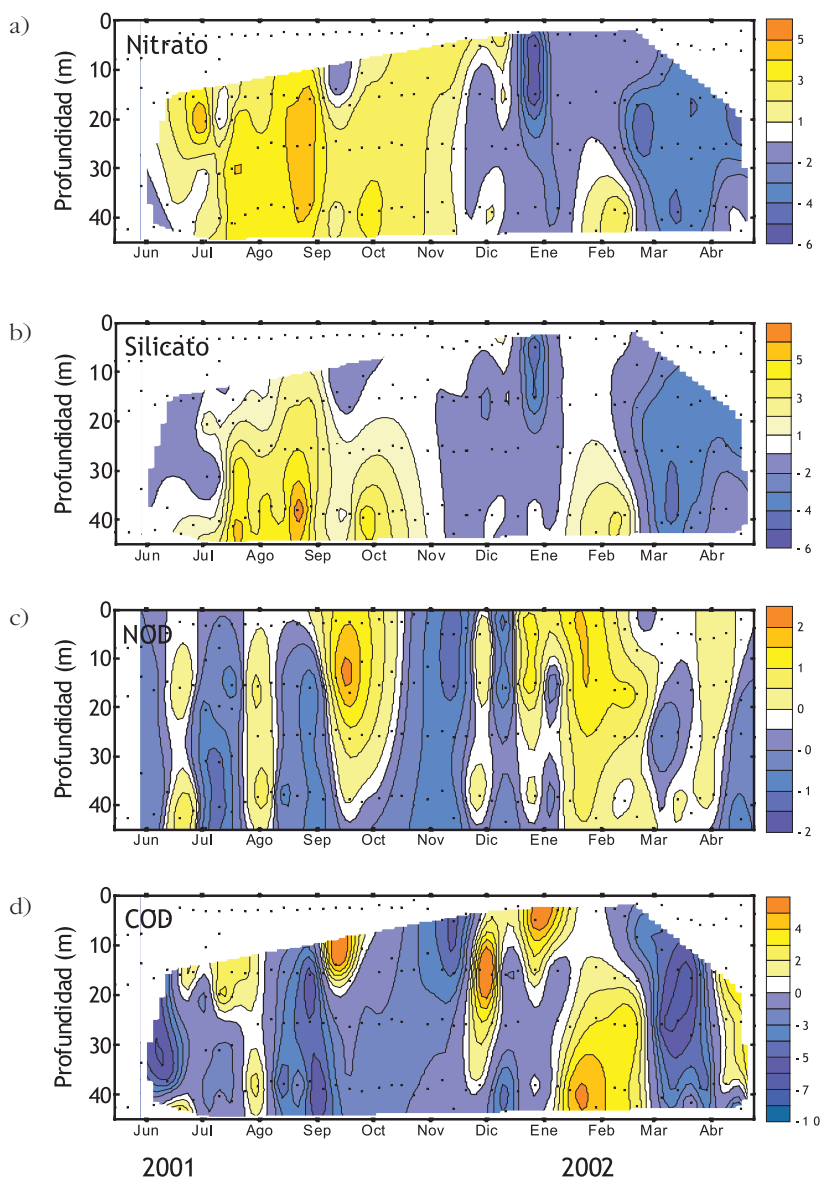


Figura 12. Evolución temporal de las anomalías de nitrato (a), silicato (b), nitrógeno orgánico disuelto, NOD (c) y carbono orgánico disuelto, COD (d) en la estación mostrada en la figura 1, entre Mayo 2001 y Abril 2002. Unidades $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

anomalía positiva de nutriente significa que el agua tiene más nutrientes que lo que le correspondería y por tanto es debido a una mineralización de la materia orgánica. Por el contrario, anomalía negativa de nutriente corresponde a concentraciones menores que el valor medio y por tanto está asociado a procesos de ventilación.

Las distribuciones temporales en la columna de agua de las anomalías de nitrato y silicato (Fig.12) son similares, mostrando un patrón estacional modulado por los procesos de mineralización y ventilación. Entre Julio y Noviembre, durante el período de afloramiento, prevalecen los procesos de mineralización mientras que entre Noviembre y Abril, durante la mezcla invernal, predomina la ventilación observándose valores de nutrientes menores que la media anual. El agua aflorada ganó hasta un 55% de nutrientes inorgánicos por los procesos de mineralización *in situ* de la materia orgánica.

Sin embargo, la distribución temporal de las anomalías de nitrógeno y carbono orgánico disueltos (NOD, COD) no muestra un patrón estacional tan claro como los nutrientes inorgánicos (Fig.12). Las distribuciones parecen responden a escalas más cortas, escalas de evento de afloramiento (~ 15 días), probablemente procedente de la disolución del material particulado que sedimenta desde la capa fótica.

7. VARIABILIDAD ESPACIO-TEMPORAL DE LOS FLUJOS DE CO₂: LA RÍA SUMIDERO DE CO₂.

Como en otros sistemas de afloramiento, el papel jugado por la ría como fuente – sumidero de CO₂ va a depender de diversos factores, principalmente de dos procesos que tienen efectos opuestos. Por un lado, el afloramiento que eleva a la superficie el ACNAE rica en nutrientes y CO₂ (Figs 6 & 7) y por otro, la elevada producción primaria de estos ecosistemas que disminuye a su vez la concentración de CO₂ del agua. Cada uno de estos procesos tiene un efecto antagonista en el gradiente de CO₂ agua-aire, y por consiguiente en el flujo de CO₂ aire-agua.

En secciones previas hemos mostrado como la variabilidad espacio-temporal de carbono inorgánico disuelto sigue un patrón si-

milar al de los nutrientes inorgánicos (Figs. 2, 6 & 7). Esta concentración de CO_2 en agua es proporcional a la presión parcial de CO_2 en agua de mar, $p\text{CO}_2$, que es la variable utilizada para el estudio de los flujos de CO_2 aire-agua. Así pues, emplearemos las distribuciones espaciales de $p\text{CO}_2$ superficial de los episodios de afloramiento estival (18 de Julio de 1997) y hundimiento invernal (8 de Diciembre de 2007) descritos previamente, para estudiar la variabilidad espacio-temporal de los flujos de CO_2 en la ría de Vigo.

El crucero del 18 de Julio de 1997, recoge una situación de afloramiento provocado por fuertes vientos de componente norte. La figura 13 muestra la distribución de $p\text{CO}_2$ con valores por encima del atmosférico (365 μatm) en toda la ría. Destacan los altos valores de $p\text{CO}_2$ (440 μatm) y los bajos de temperatura ($<15^\circ\text{C}$, Fig. 13) encontrados en la zona intermedia donde se intensificó el afloramiento debido al cambio brusco de batimetría. El principal factor que determinó los altos valores de $p\text{CO}_2$ en toda la ría fue el intenso afloramiento que generó una rápida renovación de agua, impidiendo el descenso de los mismos bien por incremento de temperatura o por actividad biológica del fitoplancton. La situación cambia drásticamente durante la época invernal. En la campaña del 8 de Diciembre de 1997, los fuertes vientos del sur favorecieron un intenso aporte fluvial y el establecimiento de una situación de hundimiento. Se formó pues, un frente de convergencia entre el agua costera entrante y el agua saliente de baja salinidad ($S < 32$) de origen continental procedente de la Bahía de San Simón (Fig. 13). En toda la ría se registraron valores de $p\text{CO}_2$ menores que el atmosférico, observándose una fuerte homogeneidad en las aguas costeras con valores de $\sim 330 \mu\text{atm}$ y un aumento de $p\text{CO}_2$ asociado con las aguas de origen continental (Fig. 13).

El flujo de CO_2 entre la atmósfera y el agua de mar depende de la diferencia entre las concentraciones de CO_2 de la atmósfera y el agua de mar y también de la velocidad de transferencia y la solubilidad de CO_2 en agua de mar.

Durante 1997, se llevaron a cabo 4 muestreos estacionales intensivos para el estudio de los flujos de CO_2 en la ría de Vigo. Para dicho estudio se ha dividido la ría en tres zonas (interior, media y exte-

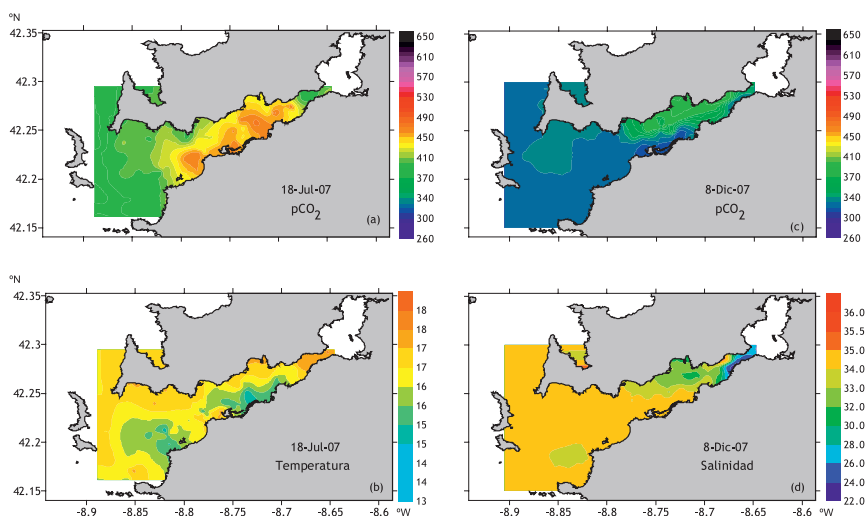


Figura 13. Distribución horizontal en la Ría de Vigo de presión parcial de CO₂, pCO₂ (a), temperatura (b), durante un evento de afloramiento, presión parcial de CO₂, pCO₂ (c), temperatura (d), situación de hundimiento. La línea blanca en los mapas de pCO₂ indica valores similares de pCO₂ atmosférico.

rior) tal y como se muestra en la figura 14. Los flujos de CO₂ registrados variaron entre $-1.53 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en invierno a $1.80 \text{ mmol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en otoño (Fig. 14). Los valores negativos significan sumidero de CO₂ mientras que los valores positivos indican emisión de CO₂ hacia la atmósfera. Con relación a la variabilidad estacional, indicar que la zona interior actúa como un emisor de CO₂ a la atmósfera en todos los períodos excepto en invierno, cuando se produce una importante captación de CO₂ atmosférico. La zona media se caracteriza por valores próximos a cero y únicamente funciona como una intensa fuente de CO₂ en otoño. Por último, la zona exterior se comporta como sumidero de CO₂ durante todo el año excepto en otoño cuando el flujo de CO₂ es hacia la atmósfera, debido fundamentalmente a un predominio de los procesos de regeneración de la materia orgánica. Los valores medios anuales durante 1997 fueron de 6,7, 25,8 y $-29,2 \text{ mmol m}^{-2}$ para las zonas interior, media y oceánica, respectivamente. Ello indica que la ría de Vigo se comporta como una

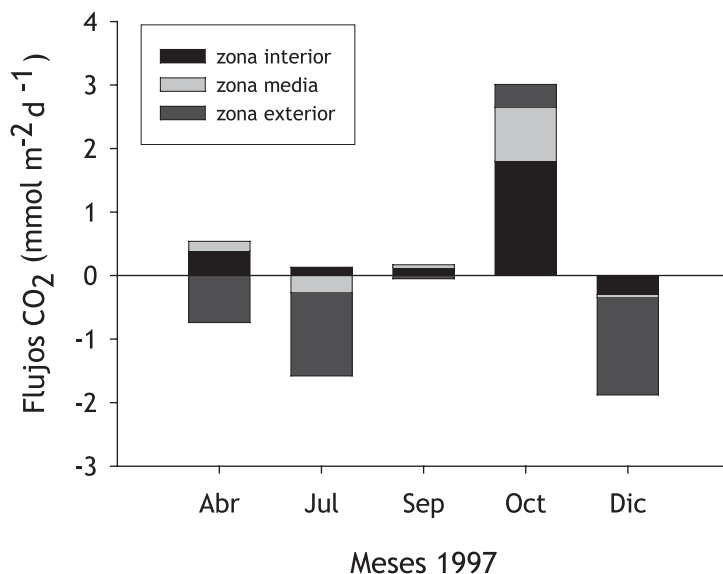


Figura 14. Diagrama de barras con la evolución temporal del flujo de CO_2 entre la atmósfera y la Ría de Vigo.

fuelle de CO_2 en la zona interna y media, mientras que actúa como un sumidero de CO_2 en su parte más externa. Este estudio también muestra que ~50% de la variabilidad observada en la pCO_2 superficial en la ría de Vigo es explicada por procesos físicos de advección y difusión de las distintas especies de carbono inorgánico disuelto; mientras que el 50% restante está asociado con los procesos biogeoquímicos de producción y consumo de carbono inorgánico disuelto.

8. REFERENCIAS

- Álvarez-Salgado X.A., Nieto-Cid, M., Gago, J., Brea, S., Castro, C.G., Doval, M.D. & Pérez, F.F. (2006) Stoichiometry of the mineralization of dissolved, suspended and sinking biogenic organic matter in the NW Iberian upwelling. *Journal of Geophysical Research* 111 C07017 doi 10.1029/2004JC002473.
- Fraga, F. & Prego, R. (1989). Condiciones hidrográficas previas a la purga de mar. *Cuadernos da Area de Ciencias Mariñas, Seminario de Estudos Galegos* 4: 21-44.
- Fraga, F., Ríos, A.F., Pérez, F.F. & Figueiras, F.G. (1998) Theoretical limits of oxygen:carbon and oxygen:nitrogen ratios during the photosynthesis and the mineralization of the organic matter in the sea. *Scientia Marina* 62: 161–168.
- Gago, J., Gilcoto, M., Pérez, F.F. & Ríos, A.F. (2003) Short-term variability of fCO₂ in seawater and air-sea CO₂ fluxes in a coastal upwelling system (Ría de Vigo, NW Spain). *Marine Chemistry* 80: 247–264.
- Nogueira, E., Pérez, F.F. & Ríos, A.F. (1997) Seasonal Patterns and Long-term Trends in an Estuarine Upwelling Ecosystem (Ría de Vigo, NW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44: 285–300.
- Pérez, F.F., Álvarez-Salgado, X.A. & Rosón, G. (2000) Stoichiometry of the net ecosystem metabolism in a coastal inlet affected by upwelling. The Ría de Arousa (NW Spain). *Marine Chemistry* 69: 217–236.
- Ríos, A. F., Fraga, F., Pérez, F.F. & Figueiras, F. G. (1996) Nutrient budget and production during a red tide of *gymnodium catenatum* in Ría de Vigo, NW of Spain. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO 1996.

IV

EL PLANCTON DE LA RÍA DE VIGO

Francisco G. Figueiras, Prof. de Invest., Instituto de Investigaciones Marinas
de Vigo, CSIC

Ana Miranda, Invest. Titular, Centro Oceanográfico de Vigo, IEO

Isabel Riveiro, Universidad de Vigo

Alba R. Vergara, Cont. Parga Pondal, Instituto de Investigaciones Marinas
de Vigo, CSIC

Cástor Guisande, Catedrático U. de Vigo

1. INTRODUCCIÓN

2. PICO, NANO Y MICROPLANCTON

2.1. Plancton autótrofo

2.2 Plancton heterótrofo

2.3. Composición de especies: sucesión y circulación

3. PRODUCCION PRIMARIA

4. ZOOPLANCTON

4.1. Biomasa de zooplancton

4.2. Composición de zooplancton

4.2.1. Holoplancton

4.2.2. Meroplancton

4.2.3. Especies indicadoras de aguas calidas

4.3. Principales características del zooplancton de la Ría de Vigo

5. ICTIOPLANCTON DE LA RÍA DE VIGO

5.1. Importancia del ictioplancton

5.1.1. Especies más importantes en la Ría de Vigo

5.2. Distribución temporal y espacial

5.3. Factores que determinan la supervivencia del ictioplancton

5.3.1 Depredación

5.3.2. Alimento

5.3.3. Temperatura

5.3.4. Corrientes

5.3.5. Parásitos y enfermedades

6. BIBLIOGRAFÍA RECOMENDADA

6.1. Pico, nano y microplancton y producción primaria

6.2. Zooplancton

6.3. Ictioplancton

1. INTRODUCCIÓN

El plancton puede definirse como el conjunto de organismos de pequeño tamaño que, flotando libremente en el agua, se encuentran a merced de los movimientos generados por las corrientes marinas, aún cuando algunas especies tienen una cierta capacidad de movimiento que resulta de gran importancia para su supervivencia en el medio. Si bien algunas especies de medusas y sifonóforos pueden llegar a medir más de un metro, el tamaño del plancton varía desde los virus y bacterias, con dimensiones inferiores a 1 μm , hasta los varios milímetros de la mayoría de medusas y larvas de peces. Atendiendo al tamaño, el plancton se clasifica en picoplancton ($< 2 \mu\text{m}$), nanoplancton (2-20 μm), microplancton (20-200 μm), mesozooplancton (0.2-2 mm) y macrozooplancton ($> 2\text{mm}$). A su vez, los organismos del plancton pueden ser autótrofos o heterótrofos, siendo el plancton autótrofo o fitoplancton el que, mediante la fotosíntesis, suministra la materia y energía necesaria para el mantenimiento de la vida marina. Mientras que el meso y macrozooplancton son fracciones que contienen exclusivamente organismos heterótrofos, el pico, el nano y el microplancton tiene representantes autótrofos y heterótrofos. No obstante, algunas especies que habitualmente se consideran autótrofas, por poseer pigmentos fotosintéticos, pueden presentar un comportamiento nutricional de naturaleza mixótrofa. Quiere decir esto que pueden fotosintetizar materia orgánica y/o adquirirla mediante la ingesta de otros organismos autótrofos o heterótrofos, o bien obtenerla a partir de la captación y asimilación de materia orgánica disuelta en el medio.

En el meso y el macrozooplancton suelen diferenciarse holoplancton y meroplancton. Se denomina holoplancton al conjunto de organismos que permanecen en el plancton durante toda su vida. El meroplancton lo componen los organismos que forman parte del plancton tan sólo durante algunas etapas de su ciclo vital; frecuentemente las primeras fases de su desarrollo larvario.

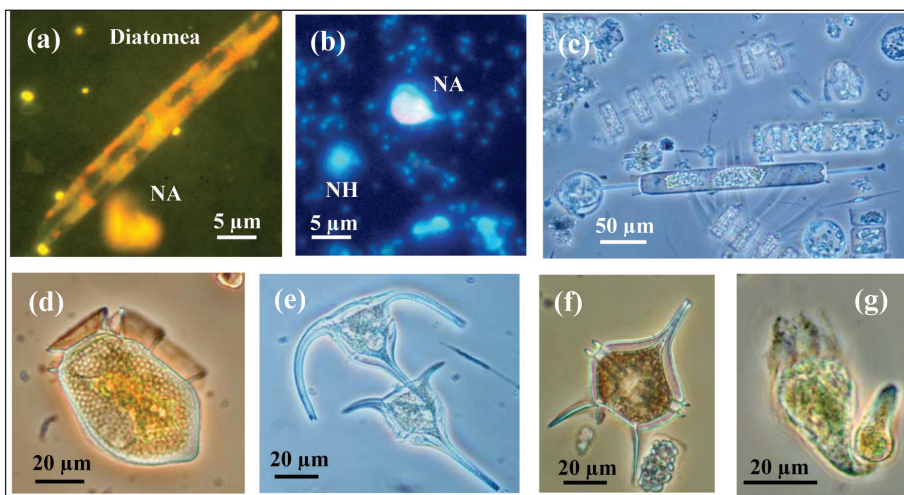


Figura 1. Algunos organismos característicos del pico, nano y microplancton de la Ría de Vigo. En (a) los puntos amarillos más pequeños son cianobacterias del tipo *Synechococcus*; también se señalan un nanoflagelado autótrofo (NA) y una diatomea. En (b) los puntos azules más pequeños son bacterias heterotróficas; se señalan un nanoflagelado autótrofo (NA) y un nanoflagelado heterótrofo (NH). En (c) diatomeas grandes típicas de una proliferación de primavera. En (d) el dinoflagelado mixótrofo *Dinophysis acuta*. En (e) dos células del dinoflagelado *Ceratium tripos*. En (f) el dinoflagelado heterótrofo *Protoperidinium diabolus*. En (g) el ciliado heterótrofo *Strombidium cornutum*.

2. PICO, NANO Y MICROPLANKTON

En la figura 1 pueden verse algunos de los representantes más característicos del pico, nano y microplancton de la Ría de Vigo. Atendiendo únicamente a la biomasa de estas tres fracciones, la Ría de Vigo puede considerarse autotrófica (Fig. 2a), ya que la biomasa autótrofa supone aproximadamente el 60% de toda la biomasa. Ambas biomásas aumentan de forma continuada entre primavera y otoño (Fig. 2b). No obstante, el incremento de la biomasa autótrofa es mayor, llegando a representar el 70% de toda la biomasa correspondiente a estas tres fracciones del plancton durante esta época del año. Hacia finales de verano-principios de otoño, coincidiendo con el cambio de circulación po-

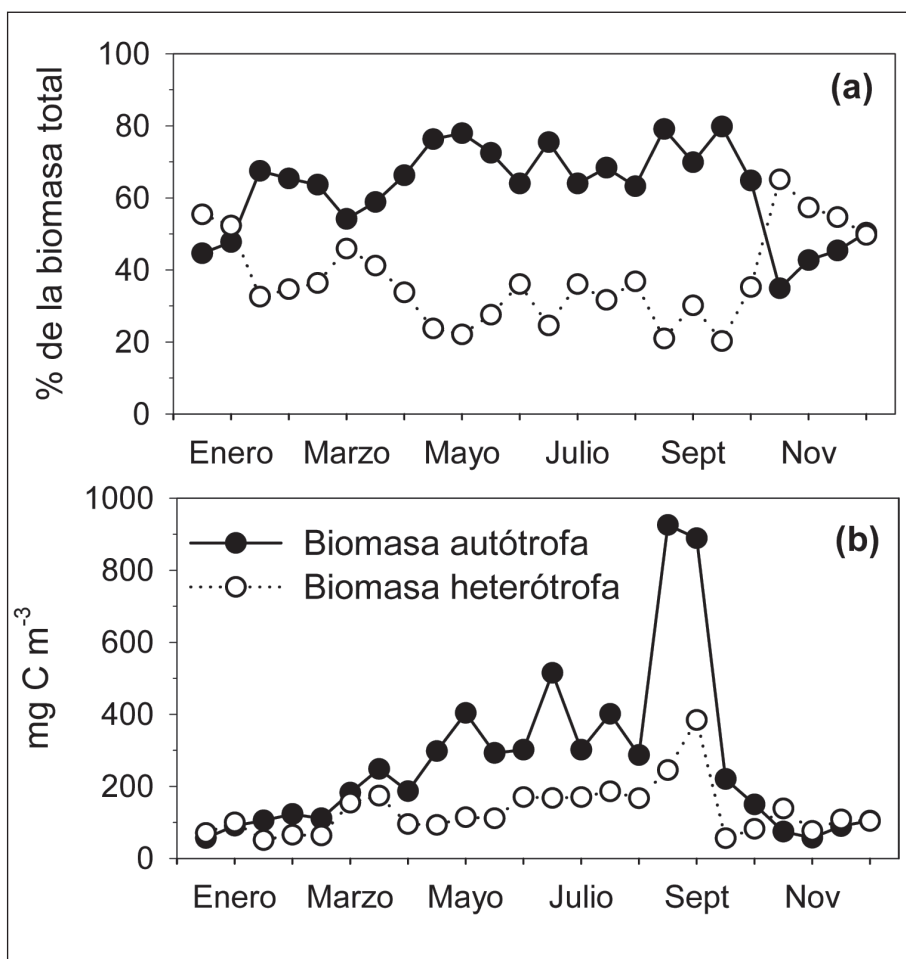


Figura 2. Variación anual de la biomasa autótrofa y heterótrofa del pico, nano y microplancton en las aguas superficiales de la Ría de Vigo. En (a) se representa el porcentaje de cada fracción. En (b) se muestran los valores absolutos de ambas biomazas. Los valores corresponden a medias quincenales ($n = 4$) en una estación situada en el centro de la Ría de Vigo.

sitiva a circulación negativa (Capítulo 2), es frecuente observar un incremento repentino en las dos biomásas (Fig. 2b). Esto se debe a que la circulación negativa no sólo impide que el plancton salga de la ría, sino que también reintroduce parte del plancton exportado previamente hacia la plataforma por la circulación positiva inducida por el afloramiento. De este modo, la circulación negativa favorece la acumulación de plancton en el interior de la ría.

Durante el invierno los valores de biomasa autótrofa y heterótrofa son bajos y similares, normalmente inferiores a 100 mgC m^{-3} . A pesar de esta circunstancia, la biomasa autótrofa y la biomasa heterótrofa se correlacionan positivamente a lo largo del año ($r = 0.84$, $p < 0.001$), lo que sugiere un fuerte acoplamiento entre ambas, con los heterótrofos respondiendo rápidamente a los aportes de materia y energía suministrados por los autótrofos.

2.1. Plancton autótrofo

El picoplancton autótrofo ($< 2 \mu\text{m}$), compuesto fundamentalmente por cianobacterias del tipo *Synecochoccus* (Fig. 1a) y otros picoeucariotas, representa tan sólo un 10% de la biomasa autótrofa. La mayor parte de la biomasa autótrofa (80%) está compuesta por nanoflagelados (Figs. 1ab) y diatomeas (Fig. 1cd), mostrando los dos grupos una contribución opuesta ($r = -0.80$, $p < 0.001$) a lo largo del año (Fig. 3a). En invierno son más importantes los nanoflagelados autótrofos ($\sim 60\%$), mientras que las diatomeas dominan en primavera y otoño, pudiendo representar más del 80% de la biomasa autótrofa. Nanoflagelados y diatomeas son igualmente importantes ($\sim 45\%$) en verano, pero con una mayor dominancia de las diatomeas durante los episodios de afloramiento. Puesto que nanoflagelados y diatomeas forman el grueso de la biomasa autótrofa, la biomasa de ambos grupos incrementa entre primavera y finales de verano (Fig. 3b). Los dinoflagelados autótrofos únicamente son importantes a finales de verano, cuando su contribución a la biomasa autótrofa puede llegar a ser $> 50\%$. Habitualmente, los ciliados autótrofos representan un pequeño porcentaje ($\sim 3\%$) de la biomasa autótrofa.

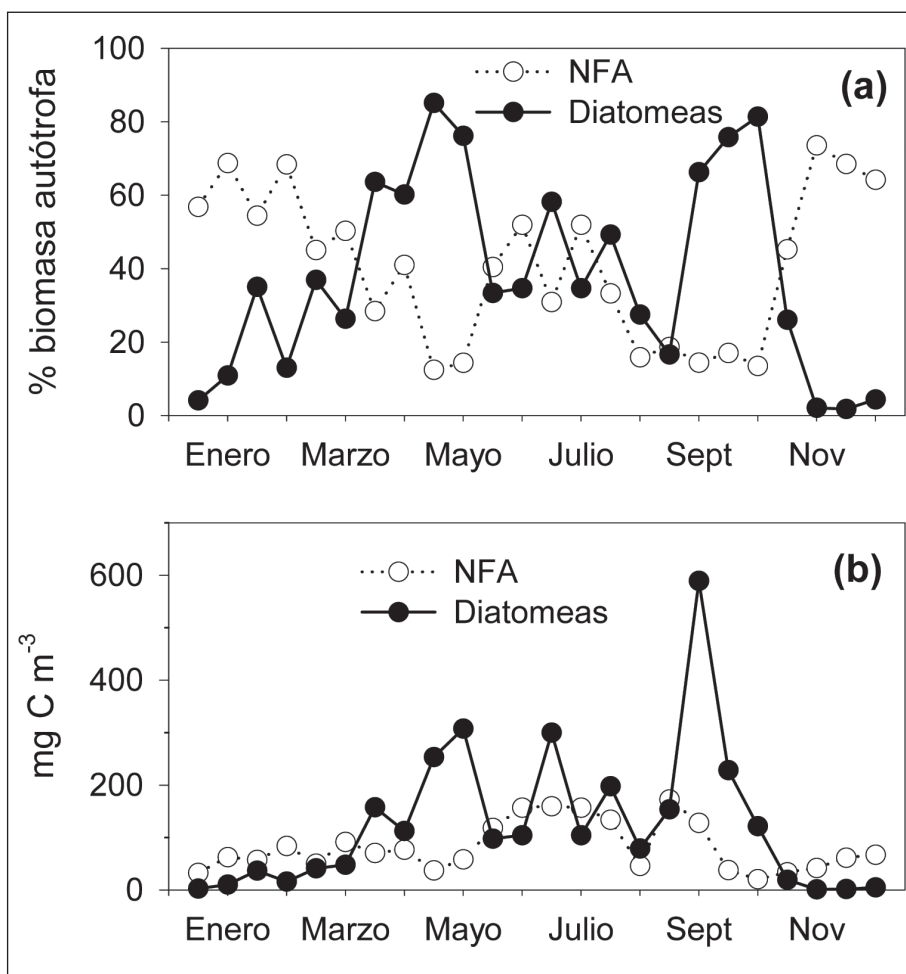


Figura 3. Variación anual de la biomasa de los principales grupos de plancton autótrofo en las aguas superficiales de la Ría de Vigo. En (a) se representa la contribución de los naoflagelados y las diatomeas a la biomasa autótrofa total. En (b) se muestran los valores absolutos de las biomásas de ambos grupos. Los valores corresponden a medias quincenales ($n = 4$) en una estación situada en el centro de la Ría de Vigo.

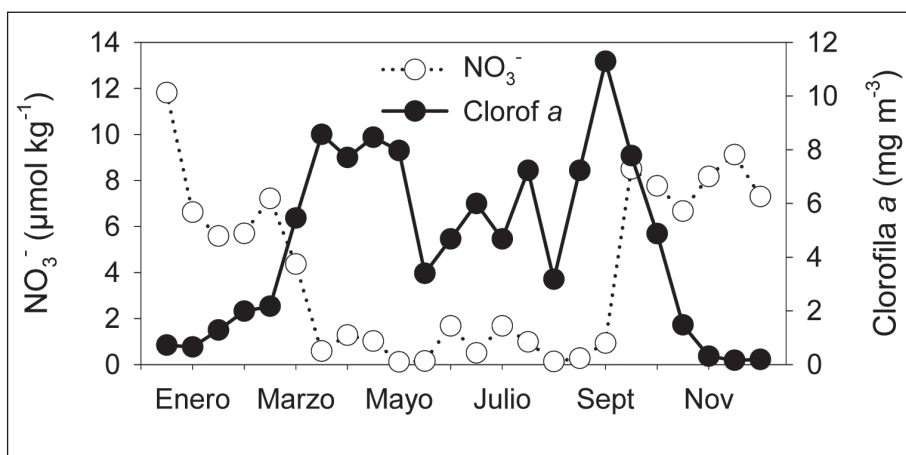


Figura 4. Variación anual de la concentración de nitratos y clorofila a en las aguas superficiales de la Ría de Vigo. Los valores corresponden a medias quincenales ($n = 4$) en una estación situada en el centro de la Ría de Vigo.

El ciclo anual de la concentración de clorofila *a*-pigmento fotosintético común a todos los autótrofos que habitualmente se utiliza para estimar su biomasa- se caracteriza por mostrar un máximo en primavera y otro en otoño (Fig. 4). Ambos máximos son recurrentes (Fig. 5) y aproximadamente coincidentes con las transiciones estacionales de hundimiento a afloramiento en primavera y de afloramiento a hundimiento en otoño. La concentración de clorofila es más bien baja ($< 1 \text{ mg m}^{-3}$) en invierno, pero alcanza $\sim 8 \text{ mg m}^{-3}$ en primavera (marzo-mayo), para mantenerse alrededor de 5 mg m^{-3} durante el afloramiento de verano. El máximo de otoño suele presentar valores de clorofila ligeramente superiores a los del máximo de primavera. Observando la figura 4, en la que se representan las concentraciones de clorofila y de nitratos en las aguas superficiales de la Ría de Vigo, se deduce que ambos máximos se originan por procesos diferentes. El de marzo-mayo corresponde a la característica proliferación de primavera de los mares templados, en la que el fitoplancton crece a expensas de los nutrientes del medio y gracias al aumento de luz incidente. El máximo de otoño, que comienza a de-

sarrollarse cuando aún los nutrientes son bajos, se debe a que la circulación negativa, impuesta por el hundimiento, provoca la acumulación de fitoplancton en el interior de la ría. Las especies que forman ambos máximos también son diferentes. Mientras que el máximo de primavera está casi exclusivamente compuesto por diatomeas, el de otoño lo forman diatomeas y dinoflagelados. Esta diferente composición específica, se refleja en la evolución temporal de la concentración de clorofila en las aguas más profundas de la ría. Las diatomeas de gran tamaño, típicas de primavera (Fig. 1c), sedimentan rápidamente, dando lugar a las elevadas concentraciones de clorofila que recurrentemente se observan en el fondo de la columna de agua (Fig. 5). Las diatomeas de otoño también sedimentan, pero no lo hacen los dinoflagelados, que pueden mantenerse en su-

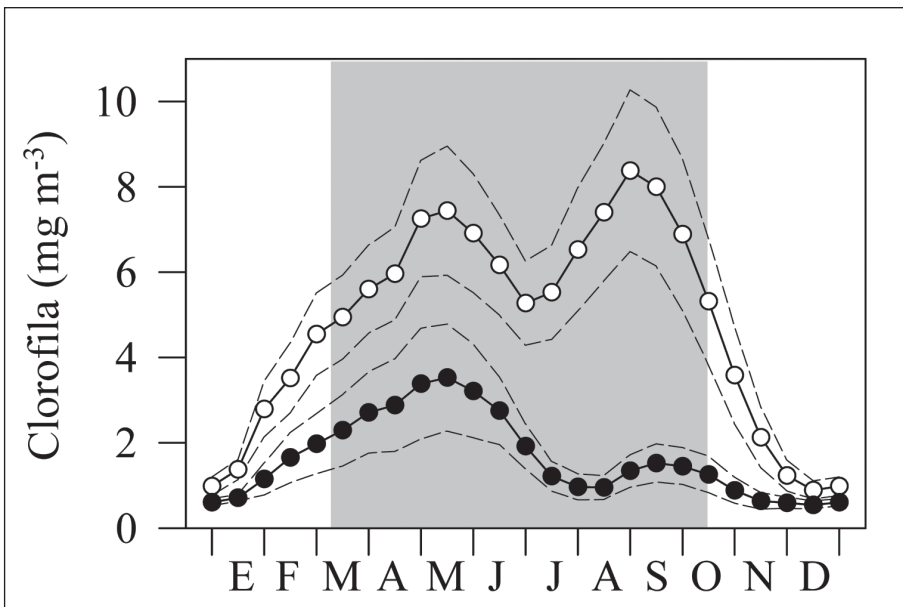


Figura 5. Ciclo estacional de la concentración de clorofila (\pm desviación estándar) en la Ría de Vigo. Los puntos blancos se corresponden con aguas de superficie y los negros con aguas del fondo. Los valores son medias quincenales para el periodo 1987-1996. El área sombreada representa el periodo de afloramiento (modificado de Nogueira et al. 1997).

perficie gracias a su capacidad para nadar verticalmente. Como resultado de esta diferente composición de especies y de que la circulación negativa causa la salida de agua de la ría por el fondo, las concentraciones de clorofila en las aguas profundas durante las proliferaciones de otoño son apreciablemente menores que las que se encuentran durante las proliferaciones de primavera. La diferente naturaleza de ambos máximos también se refleja en las relaciones carbono autótrofo/clorofila. Dichas relaciones, apreciablemente menores (~ 30) en primavera que en otoño (~ 80), ponen de manifiesto la existencia de dos estados de la sucesión del fitoplancton bien diferenciados: uno temprano en primavera, caracterizado por especies con una gran capacidad de fotosíntesis y crecimiento, y otro más tardío, en otoño, en el que la población de fitoplancton ya ha dirigido una parte del carbono fotosintetizado hacia el mantenimiento de estructuras no directamente relacionadas con el crecimiento.

2.2 Plancton heterótrofo

Las bacterias y los nanoflagelados no pigmentados (Fig. 1b) son los componentes heterótrofos más importantes del pico, nano y microplancton de la Ría de Vigo, representando cada uno de ellos $\sim 40\%$ de la biomasa heterótrofa a lo largo del año (Fig. 6a). Dinoflagelados y ciliados heterótrofos (Figs. 1fg) son los que muestran una evolución estacional caracterizada por un continuo aumento de sus biomásas a lo largo del verano y un repentino incremento durante el hundimiento de finales de verano-principios de otoño (Fig. 6b), cuando sus aportaciones a la biomasa heterótrofa total pueden llegar a ser del 30-50%. Son pues, estos dos grupos los que básicamente contribuyen al aumento estacional de la biomasa heterótrofa (Fig. 2b). Sus contribuciones promedio a la biomasa heterótrofa ($\sim 15\%$) son, no obstante, apreciablemente menores. La aportación de los picoflagelados heterótrofos ($< 4\%$) es poco significativa.

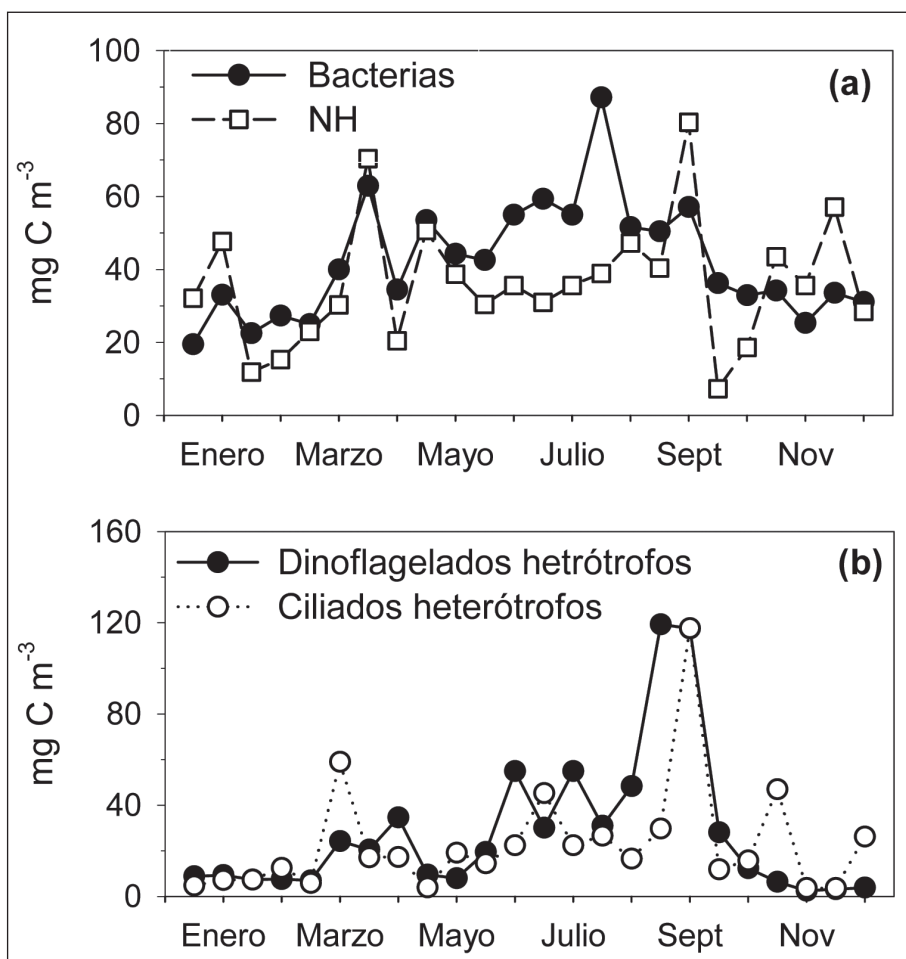


Figura 6. Variación anual de la biomasa de los principales componentes heterótrofos del pico, nano y microplancton en las aguas superficiales de la Ría de Vigo. En (a) se representan las biomásas de bacterias y de nanoflagelados heterótrofos (NH). En (b) se muestran las biomásas de los dinoflagelados y ciliados heterótrofos. Los valores corresponden a medias quincenales ($n = 4$) en una estación situada en el centro de la Ría de Vigo.

2.3. Composición de especies: sucesión y circulación

Desde el punto de vista de la composición de especies, la sucesión del plancton en la Ría de Vigo (Fig. 7) se caracteriza por la dominancia de diatomeas de gran tamaño (ej. *Thalassiosira rotula*, *Chaetoceros curvisetus*, *Lauderia annulata*) durante los primeros episodios de afloramiento de primavera, cuando la estratificación de

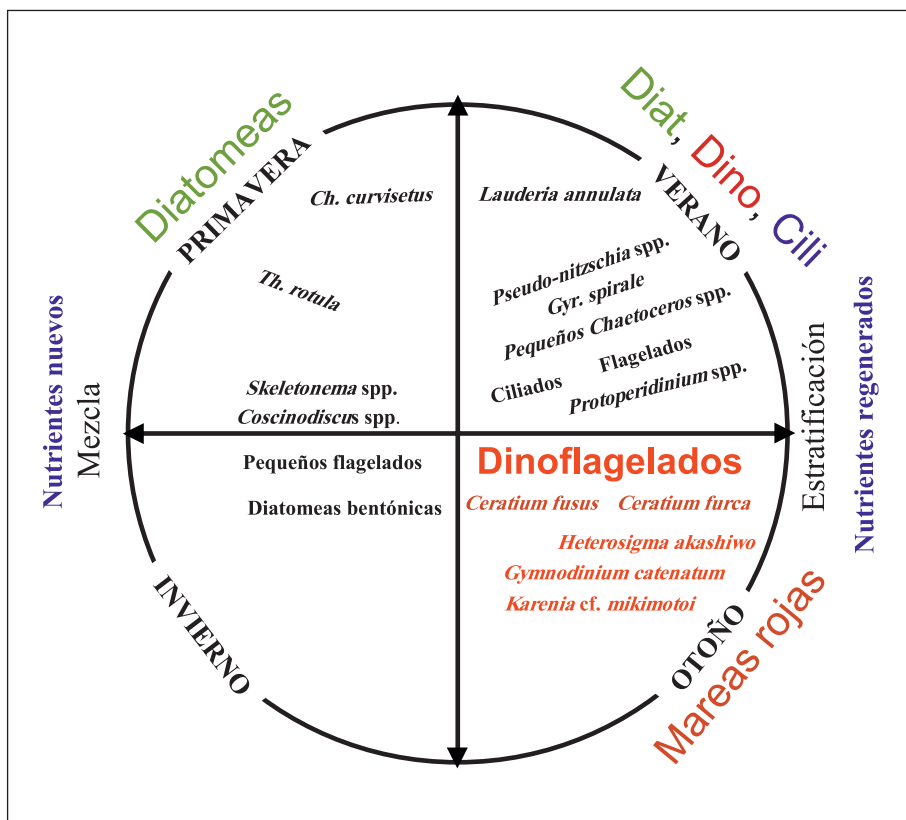


Figura 7. Ciclo anual típico de las especies que componen el microplancton de la Ría de Vigo y que caracterizan la sucesión. Las especies están ordenadas en un espacio que define el grado de mezcla-estratificación de la aguas y que aproximadamente corresponde con la concentración relativa de nutrientes nuevos (afloramiento) – nutrientes regenerados (heterotrofia). Adaptado de Figueiras et al. (2002).

la columna de agua es todavía muy débil y el aporte de nutrientes es considerable. En el verano, con una columna de agua mucho más fuertemente estratificada y una mayor importancia de los nutrientes regenerados, se observa la coexistencia de diatomeas de tamaño más pequeño (ej. *Pseudo-nitzschia* spp., pequeños *Chaetoceros* spp.) con varias especies heterótrofas (*Protoperidinium* spp. *Gyrodinium spirale*, ciliados). Hacia finales de verano, durante la transición estacional de afloramiento a hundimiento que induce el cambio de circulación positiva a negativa, suelen aparecer especies de dinoflagelados, muchas de ellas potenciales formadoras de mareas rojas. En invierno, el plancton es poco abundante y es frecuente encontrar en la columna de agua especies bentónicas, tales como *Paralia sulcata*, *Diploneis* spp. *Navicula* spp. Este ciclo anual, que se puede considerar como típico de las Rías Baixas, se ve, no obstante, constantemente alterado por los frecuentes episodios de afloramiento que suceden en las costas de Galicia. Así, fuertes afloramientos pueden causar el retroceso de la sucesión hacia etapas más tempranas (Fig. 8), dando lugar a continuas microsucesiones dentro de la sucesión estacional.

Por otra parte, la sucesión no sólo se manifiesta temporalmente, ya que la dinámica del sistema promueve una segregación espacial entre diatomeas y dinoflagelados según el eje longitudinal de la ría. Las diatomeas, correspondientes a las primeras etapas de la sucesión, suelen ser más abundantes hacia el interior de la ría, donde el afloramiento es más intenso. En las zonas más externas, donde las aguas suelen estar más estratificadas, se encuentran estados más avanzados de la sucesión, caracterizados por una mayor importancia de los dinoflagelados. Episodios de afloramiento y relajación modifican esta distribución espacial expandiéndola y contrayéndola. El afloramiento potencia la circulación positiva y hace que las diatomeas ocupen más espacio en la ría, desplazando los dinoflagelados hacia la plataforma. Durante los períodos de relajación, toda la estructura se contrae, llegando a transportar los dinoflagelados hasta las partes más internas de la ría. De este modo, sucesión y heterogeneidad espacial se superponen llegando a confundirse. Esta interacción entre circulación y sucesión resulta especialmente evidente en otoño, cuando el cambio de circulación en la ría no sólo causa la

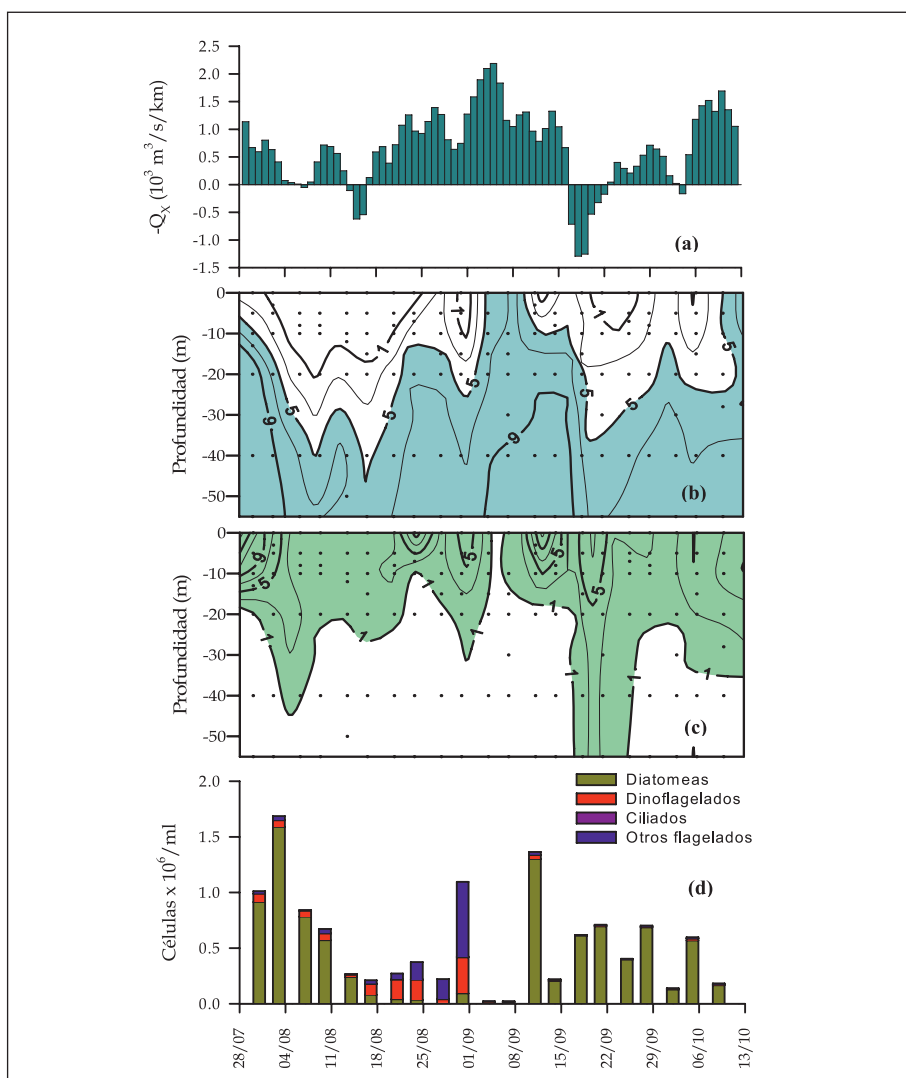


Figura 8. Ejemplo de reinicio de la sucesión por un episodio de afloramiento intenso. En (a) índice de afloramiento, los valores positivos indican afloramiento debido a vientos del norte. En (b) concentración de nitratos ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) en la columna de agua. En (c) concentración de clorofila (mg m^{-3}) en la columna de agua. En (d) abundancia promedio de componentes del microplancton en la columna de agua. Nótese como un afloramiento intenso a principios de septiembre deja la columna de agua vacía de microplancton y como la sucesión se reinicia con diatomeas cuando la intensidad de los vientos de componente norte descende.

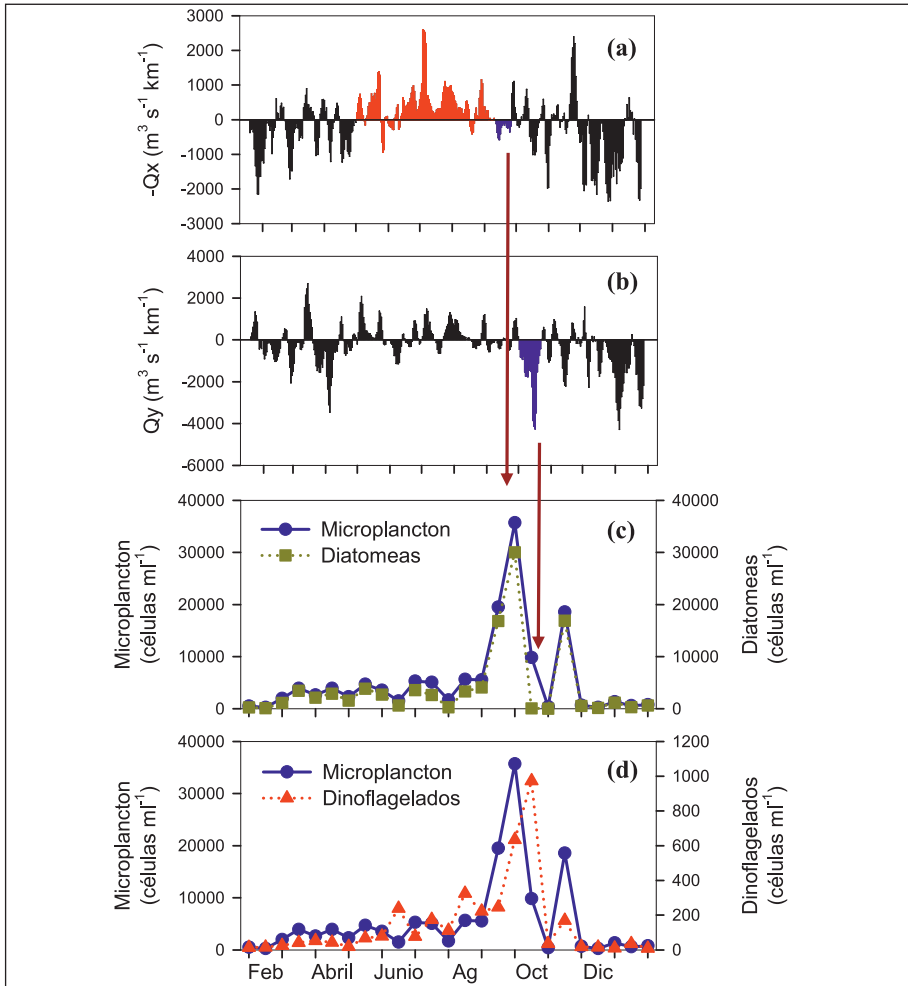


Figura 9. Ejemplo de relación entre hundimiento (circulación negativa en la ría) y composición del microplancton. En (a) transporte de Ekman relacionado con vientos de componente norte-sur; en rojo afloramiento y en azul hundimiento. En (b) transporte de Ekman relacionado con vientos de componente este-oeste; en azul hundimiento. En (c) abundancia total del microplancton y de diatomeas. En (d) abundancia total de microplancton y dinoflagelados. Nótese como el hundimiento (circulación negativa) acumula microplancton. Durante la primeras fases de acumulación forzadas por vientos del sur (a) se acumulan diatomeas (c). Posteriormente, vientos del oeste (b) acumulan dinoflagelados (d) al mismo tiempo que las diatomeas comienzan a desaparecer de la columna de agua. Modificado de Crespo et al (2006).

acumulación de plancton en su interior (Fig. 2b), sino que también produce una segregación temporal en las poblaciones, acumulando primero diatomeas y posteriormente dinoflagelados (Fig. 9). Bajo condiciones de fuerte hundimiento, diatomeas y dinoflagelados pueden llegar a desaparecer de las aguas superficiales (Fig. 9), e incluso ser arrastrados hasta la plataforma por la corriente de salida de la circulación negativa en el fondo.

3. PRODUCCION PRIMARIA

La producción primaria en un sistema tan dinámico como la Ría de Vigo, en el que se suceden episodios de afloramiento, relajación y hundimiento, es muy variable. A pesar de esto, la producción primaria sigue un ciclo estacional dependiente de la biomasa autótrofa y de la intensidad de la luz incidente. Así, la producción primaria en invierno es baja ($< 0.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), pudiendo descender a valores $< 0.05 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ en algunas ocasiones. También se han observado valores excepcionalmente altos ($8 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) asociados con elevadas biomásas de diatomeas. No obstante, la dominancia del nanoplancton determina que más del 65% de la producción primaria de invierno sea debida a la fracción $< 20 \mu\text{m}$ del fitoplancton. Prácticamente toda la producción primaria de invierno se respira o consume dentro de la propia población microbiana de la columna de agua, dando lugar a una producción neta del plancton muy próxima a cero.

En primavera y verano la producción primaria varía desde valores $< 0.5 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ similares a los de invierno, hasta valores $> 10 \text{ g C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, con un valor promedio de $2.5 \pm 2.8 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Los valores más bajos suelen ocurrir durante los momentos de intenso afloramiento, cuando la fuerte circulación positiva deja la ría con poco fitoplancton (Fig. 8). Por el contrario, los valores más elevados se detectan durante los momentos de relajación, cuando el fitoplancton acumulado en la ría puede crecer a expensas de los nutrientes aportados por los afloramientos previos. Durante esta época del año más del 65 %, algunas veces incluso más del 80%, de la producción primaria sucede en la fracción de fitoplancton $> 20\mu\text{m}$, aunque el fitoplancton $< 20\mu\text{m}$ puede ser

responsable de más del 50% de la producción primaria durante situaciones transitorias de baja producción debidas a fuertes afloramientos. Contrariamente a lo que sucede en invierno, en primavera y verano la comunidad planctónica de la capa fótica o iluminada respira tan sólo un 45% de la producción primaria, aproximadamente. Esto significa que durante la época de afloramientos un 55% de la producción primaria ($\sim 1.5 \text{ gC m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) de la Ría de Vigo está disponible para ser consumida por niveles tróficos superiores, o bien para ser exportada a los sedimentos y/o la plataforma costera adyacente.

4. ZOOPLANKTON

En el mesozooplankton (0.2-2 mm) es donde se encuentran la mayor parte de los taxones (grupos) dominantes del zooplankton, por lo que es la fracción más estudiada. Al mesozooplankton pertenecen la mayoría de los seres marinos, ya sea de forma continuada (holoplankton), tal como es el caso de copépodos y cladóceros (en ambos casos pequeños crustáceos), apendicularias, medusas, etc.; o bien durante sus primeras fases de desarrollo embrionario y larvario (meroplankton). Los organismos del meroplankton pueden en su fase adulta llegar a formar parte del bentos (fondo), como es el caso de los poliquetos; fijarse en las rocas, como sucede con los caramujos, percebes, mejillones, etc.; o ser organismos independientes (crustáceos como nécoras, centollas, etc.). Los huevos y larvas de peces acaban por constituir, en su estado de juveniles con movilidad propia, el reclutamiento de pesquerías comerciales (sardina, anchoa, jurel, caballa, etc.) (ver Fig. 10).

El zooplankton está formado por un grupo heterogéneo de organismos heterótrofos, denominándose herbívoros a los que se alimentan de algas microscópicas (fitoplancton), carnívoros a los que su alimento está constituido por otros componentes del zooplankton, omnívoros cuando se dan los dos tipos de alimentación citados anteriormente, o bien detritívoros si se alimentan de detritus (materia inerte en descomposición).

La función del zooplankton a nivel ecológico radica en que sus componentes constituyen dentro de la cadena trófica (alimentaria)

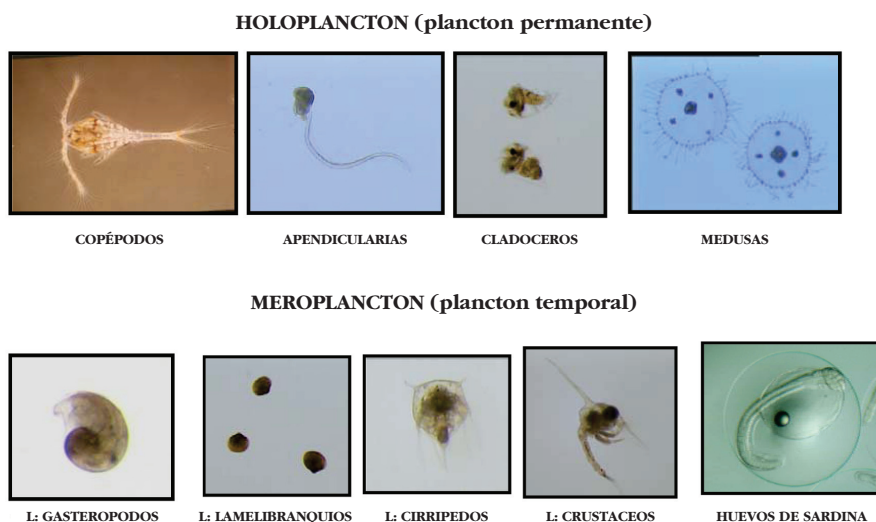


Figura 10. Principales grupos zooplanctónicos presentes en la Ría de Vigo.

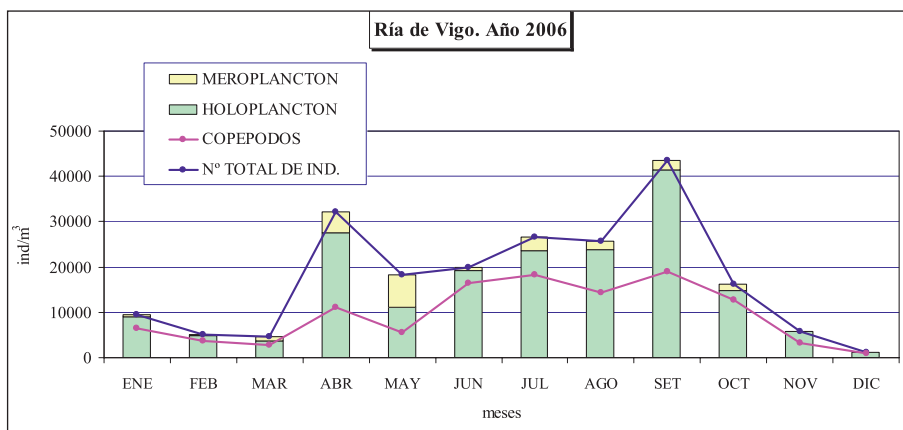


Figura 11. Datos de abundancia de zooplancton en la Ría de Vigo en el año 2006.

el segundo nivel trófico y son, por tanto, los responsables de convertir en materia orgánica animal la gran mayoría de las proteínas, carbohidratos y lípidos sintetizados por el fitoplancton. Son, además, los organismos encargados de transferir esta energía a niveles tróficos superiores, sirviendo de dieta básica a muchos organismos bentónicos (de fondo) como moluscos, crustáceos, y también a otros organismos como algunos peces.

Las tasas de filtración del zooplancton sobre el fitoplancton nos indican el volumen de agua (ml), con su correspondiente fitoplancton, que es capaz de filtrar la biomasa de zooplancton (mgC) por unidad de tiempo (hora). De esta manera se puede tener una idea de la producción secundaria que hay en una determinada zona y estimar el control que ejerce el zooplancton sobre el fitoplancton. Los datos obtenidos en una estación de la Ría de Vigo en 1988 están comprendidos en el rango $224\text{--}594 \text{ ml mgC}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Es probable que estas tasas de filtración sean menores que las reales, pues corresponden a determinaciones realizadas durante el día, mientras que el zooplancton suele mostrar mayor actividad de ingestión durante la noche. Por otro lado, el stress que sufren los organismos al ser encerrados en botellas de incubación, un procedimiento necesario para realizar las estimaciones, puede provocar una disminución significativa de las tasas de filtración. Con todo, las tasas de filtración del zooplancton de la ría son generalmente más elevadas que las que se encuentran en la plataforma gallega, cuyo rango varía entre 10 y $894 \text{ ml mgC}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

En cuanto al porcentaje de producción primaria ingerido por parte del zooplancton se ha observado que en la Ría de Vigo el zooplancton consume el 20-30% durante los meses más productivos (mayo, junio, septiembre), y solamente el 1-4% en los meses menos productivos, como son octubre, noviembre y diciembre.

Los datos que se muestran a partir de este momento corresponden a los obtenidos en una estación situada dentro de la Ría de Vigo cuyas coordenadas son $42^{\circ} 13,3' \text{ N}$ y $8^{\circ} 47,7' \text{ O}$, y cuya profundidad es de 29 m. Dicha estación se viene muestreando regularmente desde 1997.

La figura 11 muestra la abundancia (individuos m^{-3}) de zooplancton durante un ciclo anual en la Ría de Vigo. En ella puede ob-

servarse que el holoplancton es dominante y que existe una mayor cantidad de meroplancton en los meses de verano. La abundancia total de zooplancton es apreciablemente menor en los meses de invierno. No obstante, se observa una ligera tendencia hacia el incremento del número de individuos ($r^2 = 0.22$, $n = 116$) en los últimos años (Fig. 12).

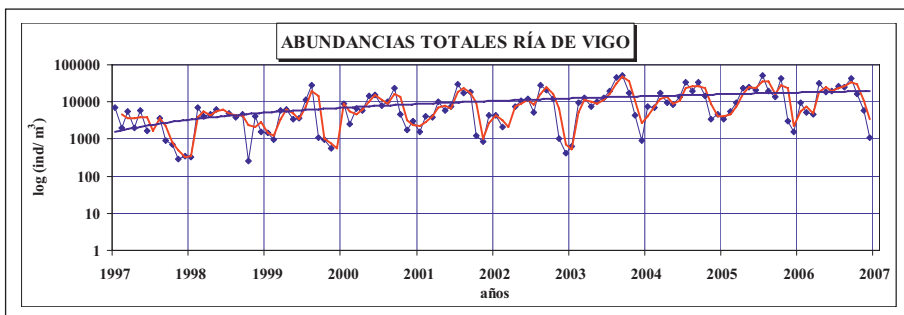


Figura 12. Valores mensuales de la abundancia total de zooplancton en la Ría de Vigo desde el año 1997 al año 2006. Los datos se muestran como el logaritmo de la abundancia.

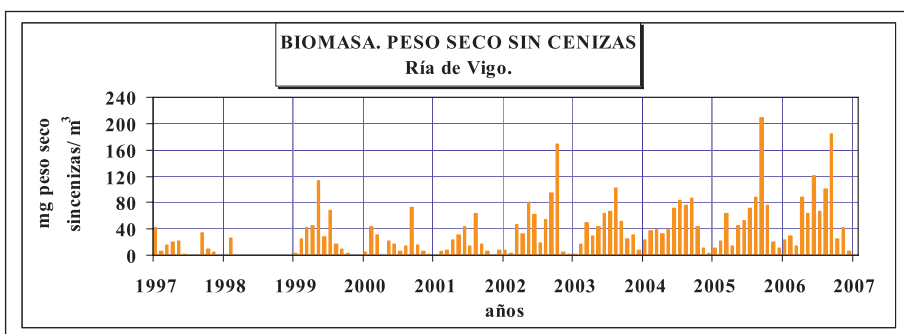


Figura 13. Valores mensuales de la biomasa de zooplancton en la Ría de Vigo entre los años 1997 y 2006.

4.1. Biomasa de zooplancton

La biomasa de la comunidad de zooplancton puede ser cuantificada de diferentes formas: por volumen desplazado, peso seco, peso seco sin cenizas y porcentaje de materia orgánica. Las más utilizadas son el peso seco y el peso seco libre de cenizas. En la figura 13 se representan la biomasa de zooplancton de la Ría de Vigo para un período de 10 años (1997-2006). En ella se aprecian los ciclos anuales con sus mínimos en los periodos invernales. También se observa un incremento de biomasa a lo largo de los años, del mismo modo que se detectaba en las abundancias (Fig. 12).

4.2. Composición de zooplancton

El zooplancton en la Ría de Vigo (Fig. 14), esencialmente compuesto por holoplancton (Fig. 11), se encuentra dominado por copépodos, los que pueden llegar a representar más de la mitad de toda la comunidad zooplanctónica. Además de las especies dominantes *Acartia clausi*, *Temora longicornis* y *Paracalanus parvus*; también se encuentran otras menos abundantes, tales como: *Oithona plumifera*, *Pseudocalanus elongatus*, *Centropages chierchiae*, *Calanus helgolandicus* (la mayoría copepoditos), *Oncaea media*, *Euterpina acutifrons* etc. En la parte más interna de la Ría y para el género *Acartia* existen varias especies congenericas: *A. clausi*, *A. margalefi*, *A. discaudata* y *A. granii*. Apendicularias, nauplius de cirrípedos y cladóceros también están presentes, aunque en menor importancia. El plancton gelatinoso engloba a medusas, sifonóforos, doliolidos, ctenóforos y salpas. Las medusas suelen aparecer en grandes concentraciones cerca de las playas cuando la temperatura del agua es elevada.

4.2.1. Holoplancton

La figura 15 muestra la evolución temporal de los principales grupos de zooplancton. Puesto que los copépodos son el grupo dominante del zooplancton, su evolución temporal es semejante a la del zooplancton total (Fig. 12), mostrando máximos y mínimos que

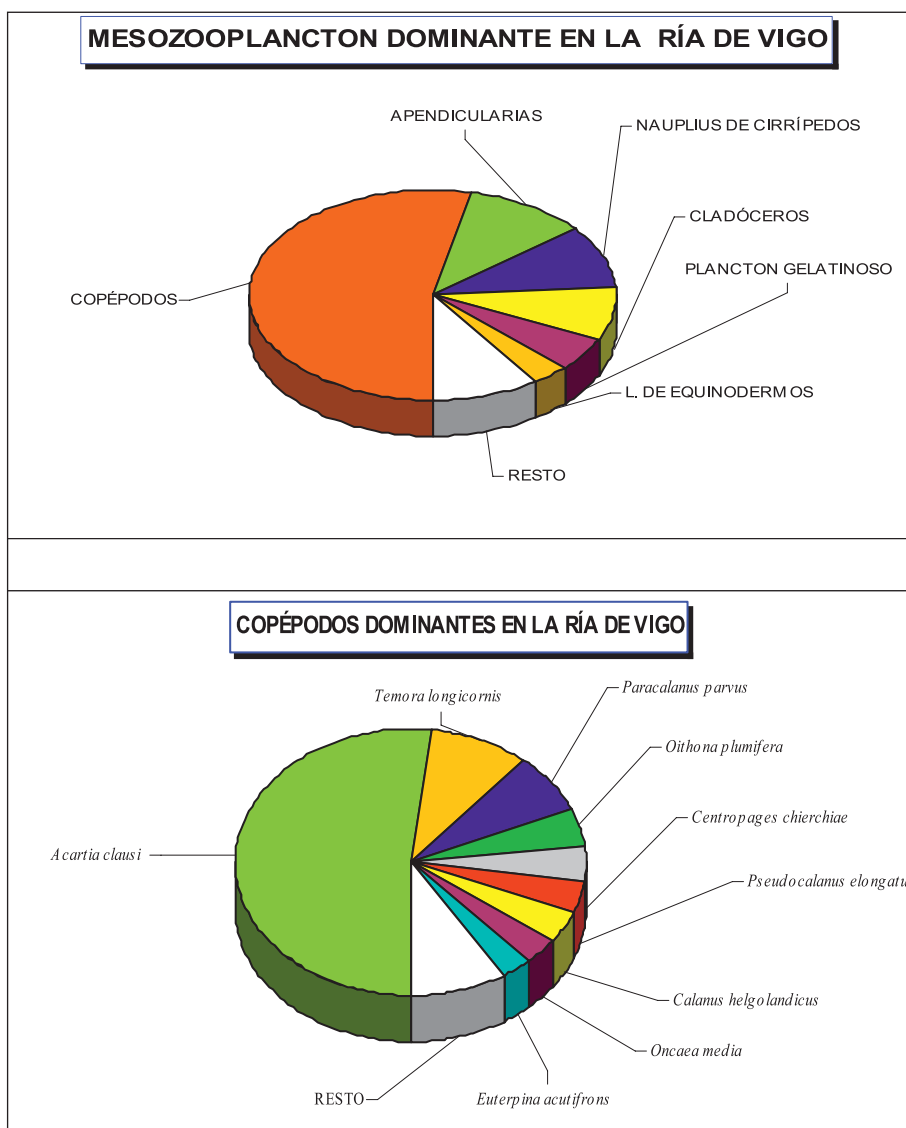


Figura 14. Estructura de la comunidad de mesozooplankton y composición de la comunidad de copépodos en la Ría de Vigo.

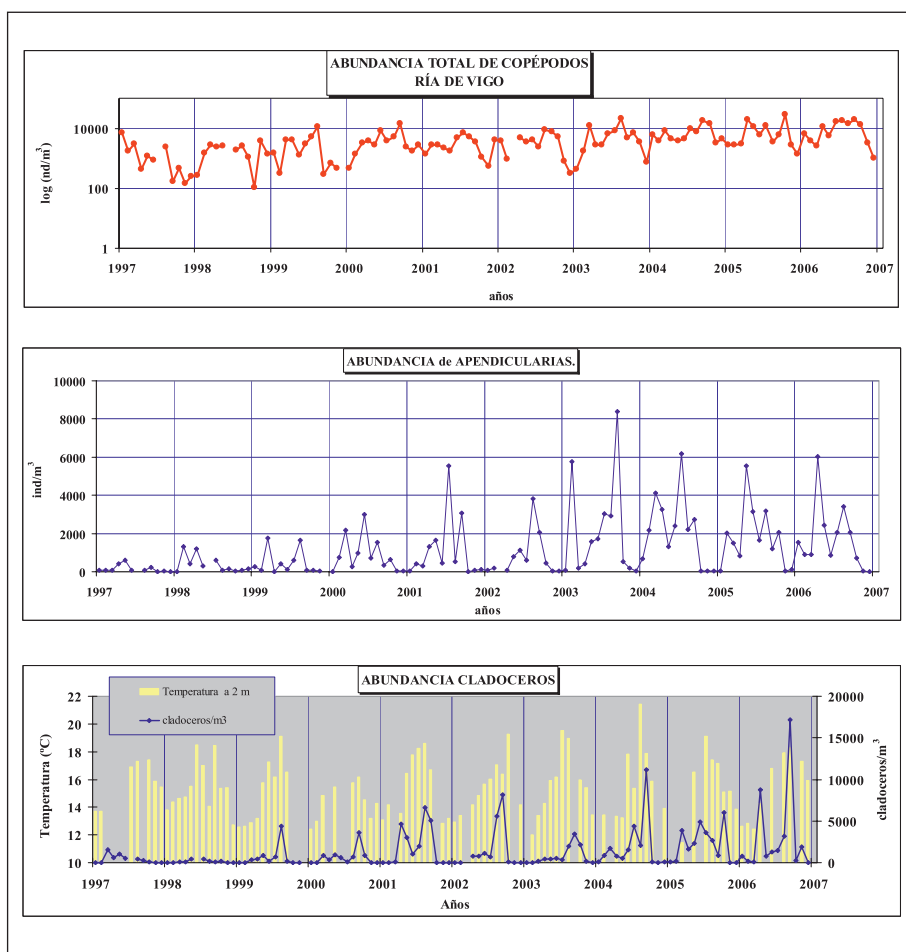


Figura 15. Abundancias mensuales de copépodos, apendicularias y cladóceros en la Ría de Vigo entre los años 1997 y 2006. Los datos de copépodos se muestran como el logaritmo de la abundancia.

coinciden con el verano y el invierno, respectivamente. Para algunos años es evidente la presencia de dos picos de máximas abundancias, uno en primavera-verano y otro que habitualmente se localiza hacia el final del verano. La abundancia de copépodos presenta una ligera tendencia a incrementar con el tiempo.

Las apendicularias, al igual que los copépodos, presentan mínimos de abundancia en invierno para posteriormente tener un incremento en primavera y verano. Es apreciable un incremento en el número de apendicularias en los últimos años. Sus abundancias pueden llegar a variar entre 0 y 8000 individuos m^{-3} . Las apendicularias están representadas fundamentalmente por dos géneros: *Oikopleura* y *Fritillaria*, siendo el primero más abundante.

La abundancia de cladóceros en la Ría de Vigo parece estar muy influenciada por la temperatura del agua. Así, a mayor temperatura tanto en el mes de muestreo como en los meses anteriores, se produce una mayor presencia de cladóceros. La especie dominante es *Evadne nordmanni*, apareciendo en menor cantidad *Podon intermedius*, *E. spinifera*, *P. poliphemoides* y *Penilia avirostris*.

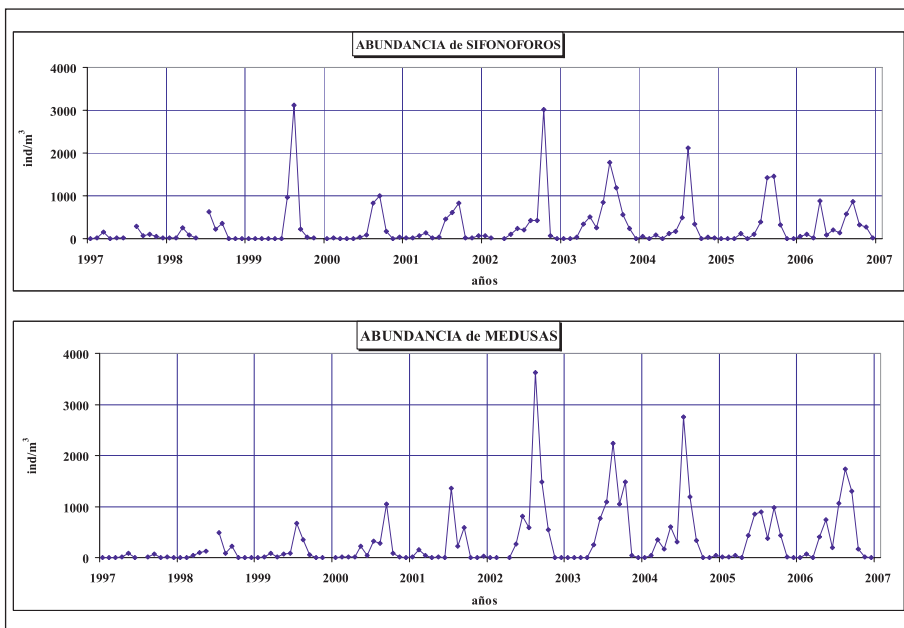


Figura 16. Abundancias mensuales de sifonóforos y medusas en la Ría de Vigo entre los años 1997 y 2006.

El plancton gelatinoso de la Ría de Vigo está fundamentalmente integrado por sifonóforos y medusas (Fig. 16). Los sifonóforos muestran un pico anual de máxima abundancia localizado en los meses de agosto, septiembre y octubre, estando prácticamente ausentes de las aguas de la ría en invierno. Del mismo modo, las medusas son regularmente más abundantes en verano, y muestran una mayor abundancia en los últimos años.

4.2.2. Meroplancton

El meroplancton también muestra una gran variabilidad temporal (Fig. 17). Las larvas de gasterópodos presentan mayores abundancias en los últimos años. El pico de mayor abundancia del año 2003 correspondió con un verano especialmente cálido. Las larvas de lamelibranquios, al igual que las larvas de gasterópodos, mostraron un pico de máxima abundancia el año 2003.

La mayor parte de los cirrípedos encontrados en las aguas de la Ría de Vigo pertenecen a la especie *Balanus balanoides*, que son los balanos adheridos a las rocas que se encuentran en las playas.

4.2.3. Especies indicadoras de aguas calidas

En las aguas de la Ría de Vigo es frecuente encontrar especies indicadoras de aguas cálidas, cuya presencia está asociada a la entrada de agua calida. Entre ellas se pueden destacar algunos copépodos tales como *Temora stylifera* que comenzó a detectarse en el año 1997, siendo en el año 2002 cuando se encontraron sus mayores abundancias. La especie *Oncaea mediterranea*, aunque con bajas abundancias (160 individuos m⁻³), comenzó a observarse en la Ría de Vigo a finales del año 2004. También se encuentra un cladócero que indica mayor temperatura en el agua de la ría. Se trata de la especie *Penilia avirostris* que se observó de una forma ocasional en el año 1997 y en mayor abundancia a finales del 2006, coincidiendo en ambos casos con agua calida homogénea en toda la columna de agua.

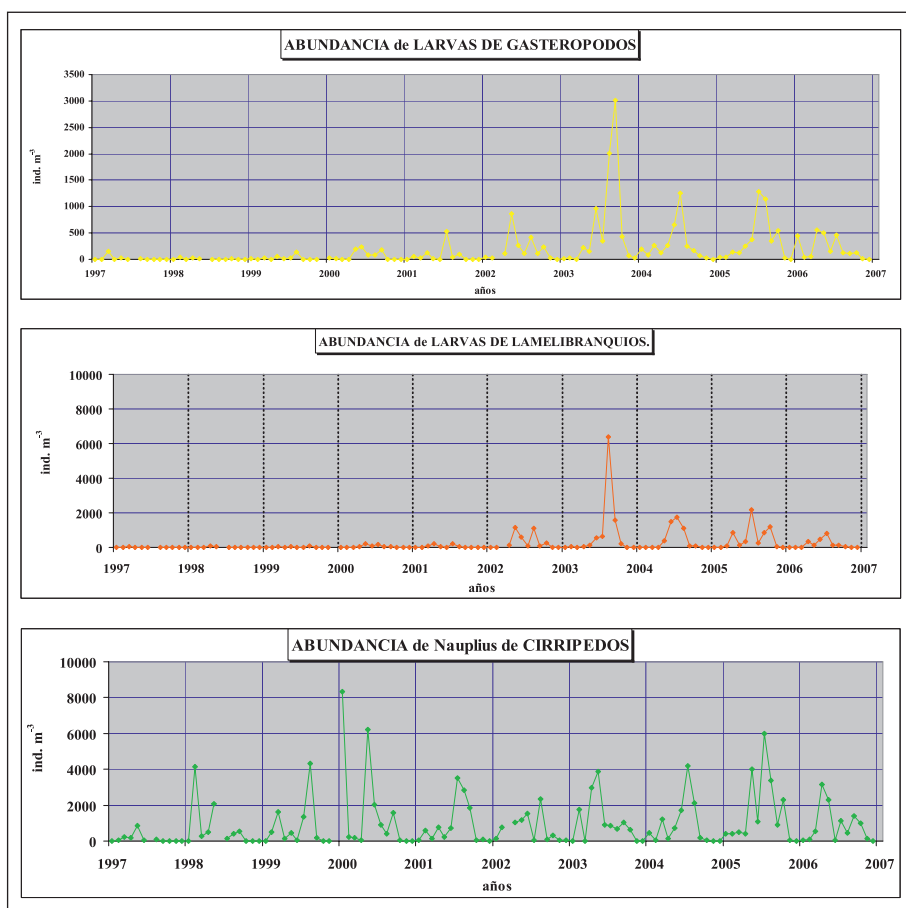


Figura 17. Abundancias mensuales de larvas de gasterópodos, lamelibranquios y nauplius de cirrípodos en la Ría de Vigo entre los años 1997 y 2006.

4.3. Principales características del zooplancton de la Ría de Vigo

A modo de resumen se puede decir que la comunidad de zooplancton de la Ría de Vigo se caracteriza por:

Unos valores de biomasa con un claro ciclo anual, en el que los valores más bajos se encuentran en invierno (<1 mg peso seco sin

cenizas m^{-3}) y los valores más elevados en verano ($> 200 \text{ mg peso seco sin cenizas m}^{-3}$).

Las abundancias totales siguen el mismo patrón que las biomásas, con valores variando entre 200 y 53000 individuos m^{-3} .

Un meroplancton que se observa principalmente en los meses primaverales y estivales coincidiendo con los periodos de puestas de diferentes organismos.

Dentro del holoplancton los copépodos son dominantes, representando en la mayoría de los casos más de la mitad de la comunidad.

Las especies dominantes dentro de la comunidad de copépodos son neríticas y de pequeño tamaño, tales como *Acartia clausi*, *Temora longicornis* y *Paracalanus parvus*.

Existen actualmente en la comunidad especies indicadoras de aguas más calidas como son los copépodos *Temora stylifera* y *Oncaea mediterranea*, y el cladócero *Penilia avirostris*.

5. ICTIOPLANCTON DE LA RÍA DE VIGO

5.1. Importancia del ictioplancton

El ictioplancton, es decir, los huevos, larvas, postlarvas y juveniles de los teleósteos (peces óseos), constituye una parte importante de la comunidad zooplanctónica. La mayor parte de los huevos de peces son planctónicos y además, las larvas y postlarvas de aquellas especies que tienen huevos demersales son también pelágicas, integrándose, durante una parte de su vida en la comunidad planctónica. El ictioplancton, por lo tanto, se incluye dentro del meroplancton. Muchas poblaciones de peces, especialmente de especies pelágicas, varían considerablemente incluso sin cambios en la presión pesquera. En estas especies, que presentan alta fecundidad (una hembra de sardina puede poner más de 7000 huevos en cada estación de puesta), tendrá gran importancia el conocimiento de los procesos que influyen durante las primeras fases del ciclo de vida (huevo y larva), en las que se producen las mortalidades naturales más altas.

5.1.1. Especies más importantes en la Ría de Vigo

Existen pocos trabajos acerca de la distribución y abundancia de las distintas especies de peces presentes en el ictioplancton de la Ría de Vigo. Uno de los más completos es la tesis doctoral de M^a José Ferrero (1985). Asimismo, el Instituto Español de Oceanografía (IEO) realiza el recuento e identificación de las larvas y huevos de peces presentes en los muestreos mensuales realizados en la Ría de Vigo desde el año 1995, así como campañas oceanográficas con el objetivo de localizar zonas de puesta y abundancia de huevos y larvas de peces de interés comercial, abarcando toda la plataforma cantábrica y la gallega, hasta la frontera portuguesa. Según estos estudios, el ictioplancton más abundante en la Ría de Vigo pertenece a los órdenes: Clupeiformes (Fig. 18), Gadiformes, Perciformes y Pleuronectiformes (Fig. 19 y Tabla 1).



Figura 18. Larva de clupeido, la sardina (Sardina pilchardus).

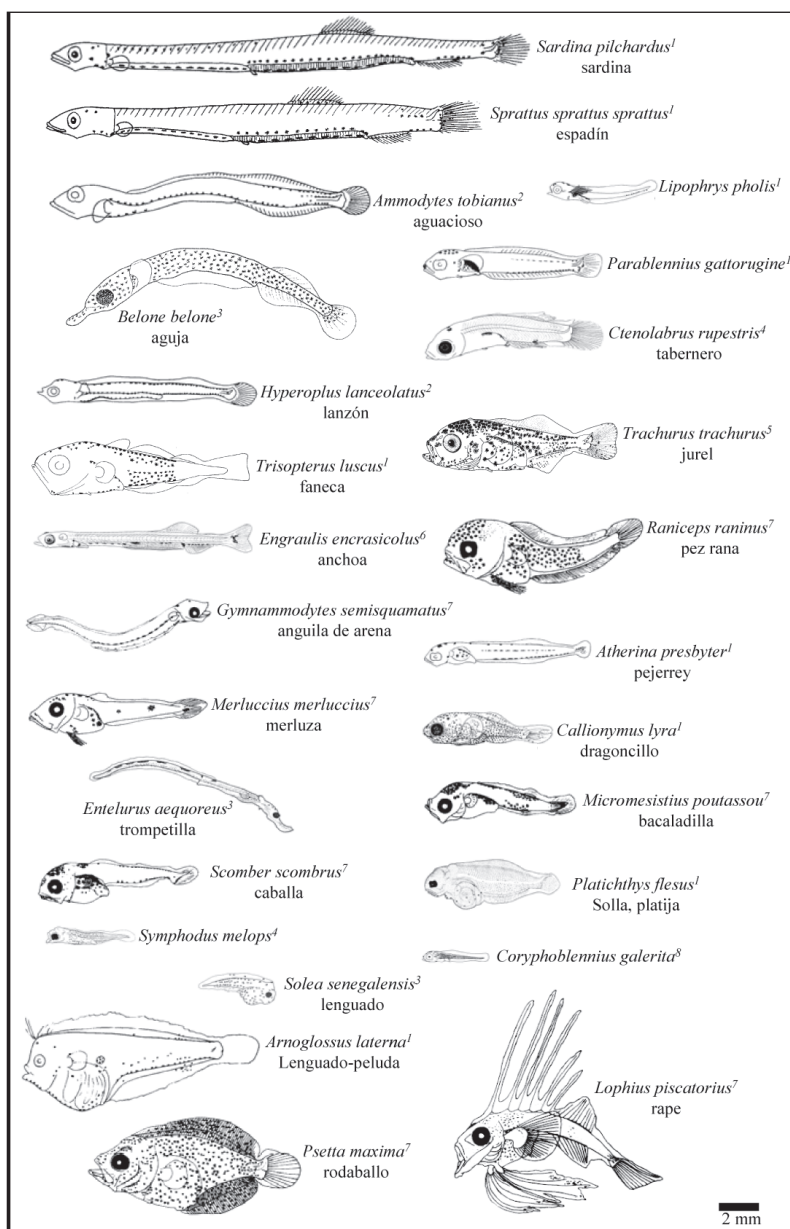


Figura 19. Larvas de la Ría de Vigo. Figuras modificadas de 1 Russel (1976), 2 Macer (1967), 3 Ferreiro (1985), 4 Fives (1976), 5 Brownell (1979), 6 Marinaro (1971), 7 Halbeisen (1988), 8 Fives (1980).

Tabla 1. Principales especies encontradas dentro del ictioplancton de la Ría de Vigo.			
ORDEN	FAMILIA	ESPECIES	Nombre común
Clupeiformes	Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>	sardina
		<i>Sprattus sprattus sprattus</i>	espadín
	Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	anchoa
Gadiformes	Gadidae	<i>Micromesistius poutassou</i>	bacaladilla
	Merlucciidae	<i>Merluccius merluccius</i>	merluza
Lophiiformes	Lophiidae	<i>Lophius piscatorius</i>	rape
Perciformes	Blenniidae	<i>Parablennius gattorugine</i>	cabruza
		<i>Lipophrys pholis</i>	
		<i>Coryphoblennius galerita</i>	moma
		<i>Blennius spp</i>	
	Labridae	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	tabernero
		<i>Symphodus melops</i>	porredana
	Ammodytidae	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	lazón
		<i>Ammodytes tobianus</i>	aguacioso
		<i>Gymnammodytes semisquamatus</i>	anguila de arena
	Gobiidae	<i>Gobius spp.</i>	chanquetes
	Callionymidae	<i>Callionymus lyra</i>	dragoncillo
	Scombridae	<i>Scomber scombrus</i>	caballa
	Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	jurel
Pleuronectiformes	Pleuronectidae	<i>Platichthys flesus</i>	solla
	Bothidae	<i>Arnoglossus laterna</i>	lenguado
	Scophthalmidae	<i>Psetta maxima</i>	rodaballo

5.2. Distribución temporal y espacial

La presencia de huevos y larvas de peces está relacionada con el ciclo anual de maduración de los adultos, y por lo tanto, las especies variarán a lo largo de todo el año. La mayor parte de las especies de peces presentes en la Ría de Vigo tienen una puesta primaveral y estival y en algunos casos, como la sardina, la puesta comienza en invierno y se prolonga durante la primavera, con un pequeño pico en otoño.

Los huevos de peces tienen una densidad similar a la del agua de mar, por lo que tienden a distribuirse verticalmente a lo largo de la columna de agua, salvo en caso de existir una fuerte estratificación. Suelen aparecer hasta los 50 m de profundidad, aunque cualquier cambio en la densidad del huevo, determinará su ubicación. Por ejemplo, la mayoría de los huevos de anchoa se distribuyen sobre los primeros 40 m, mientras que los de sardina los podemos hallar sobre los 60 m de profundidad.

En el caso de las larvas, es más difícil establecer una distribución vertical, dado que durante el día son capaces de evitar las redes, sobre todo aquellas larvas de mayor tamaño y los datos recogidos en las campañas de muestreo pueden resultar engañosos. Las larvas, por regla general, son capaces de regular su posición vertical en la columna de agua, incluso en condiciones de mezcla. Los patrones de distribución vertical, así como las migraciones que realizan a lo largo del día, dependen de la especie y del momento del desarrollo en que se encuentran. En algunas especies, como en el caso de las larvas de anchoa de gran tamaño, se observa una coincidencia espacial con el zooplankton (del que se alimentan), con migraciones verticales hacia la superficie durante la noche. En otras especies, como la lubina, las larvas se distribuyen cerca de la superficie durante todo el día. Asimismo, existen patrones migratorios en las larvas (ascenso a la superficie) encaminados a llenar de aire las vejigas natatorias, que se han observado por ejemplo en el caso de la sardina.

5.3. Factores que determinan la supervivencia del ictioplancton

Los primeros estadios de desarrollo de los peces marinos son los más críticos en la vida de los individuos y por lo tanto, decisivos en la abundancia de adultos. El conocer la magnitud de la mortalidad de huevos y larvas de peces adquiere mayor interés cuando se trata de especies de interés comercial.

Entre los principales factores causantes de mortalidad en el ictioplancton en nuestra ría, podemos destacar: depredación, cantidad de alimento, temperatura del agua, corrientes, así como parásitos y enfermedades.

5.3.1 Depredación

Es una de las principales fuentes de mortalidad, pero su estudio en el caso del ictioplancton es muy complicado, dado que son muchos los potenciales depredadores (de diversos tipos y tamaños). Además, los huevos y larvas de peces se digieren rápidamente en los estómagos de sus depredadores y no es fácil cuantificarlos. Dentro de los principales depredadores de huevos y larvas de peces destacan:

1. *Invertebrados pelágicos*: Medusas, escifomedusas, ctenóforos, quetognatos, cefalópodos, anfípodos, eufasiáceos, copépodos, salpas, etc. El zooplancton gelatinoso constituye uno de los principales depredadores en las comunidades planctónicas costeras y estuáricas. En las rías, al formar grandes grupos, pueden llegar a controlar las poblaciones de peces por su depredación de huevos y larvas.

2. *Peces pelágicos*: Los bancos de juveniles y adultos de peces son los principales consumidores de huevos y larvas, llegando a constituir, en determinadas épocas del año, el 40-50% de su alimento. En muchas ocasiones se ha observado canibalismo en larvas y juveniles de especies en las que las larvas ocupan la misma área de distribución que los adultos, ocasionando importantes pérdidas en las poblaciones.

5.3.2. Alimento

La alimentación de las larvas de peces se basa en fitoplancton y zooplancton (diatomeas, dinoflagelados, flagelados, tintínidos, cladóceros, copépodos, huevos de bivalvos, quetognatos, gasterópodos, poliquetos, decápodos, otras larvas de peces, entre muchos otros tipos de organismos), aunque es el zooplancton el principal constituyente de su dieta.

La capacidad de encontrar, capturar e ingerir alimento es uno de los aspectos que debe tenerse en cuenta a la hora de estudiar la supervivencia durante el período larvario. La inanición es la causa principal de mortalidad larvaria en muchas poblaciones, ya que provoca la muerte de la larva, o ralentiza el crecimiento por lo que se alarga el período larvario y hace que los individuos estén más ex-

puestos a la depredación. Uno de los momentos cruciales es cuando la larva, recién eclosionada, ha de comenzar a capturar alimento. En este sentido, va a ser importante la calidad de los huevos de los que provienen, ya que huevos de mayor calidad (mayor tamaño o mayor contenido orgánico) dan lugar a larvas de mayor tamaño, que acceden a un mayor rango de alimento, o a larvas que son capaces de pasar más tiempo sin alimentarse mientras consiguen el alimento adecuado. En la Ría de Vigo se ha observado que las hembras de muchas especies, como la sardina (Fig. 20), son capaces de variar la composición o el tamaño de los huevos en función de la cantidad de alimento disponible en el medio y producen huevos de mayor tamaño o contenido orgánico cuando el alimento es más escaso (Fig.21).

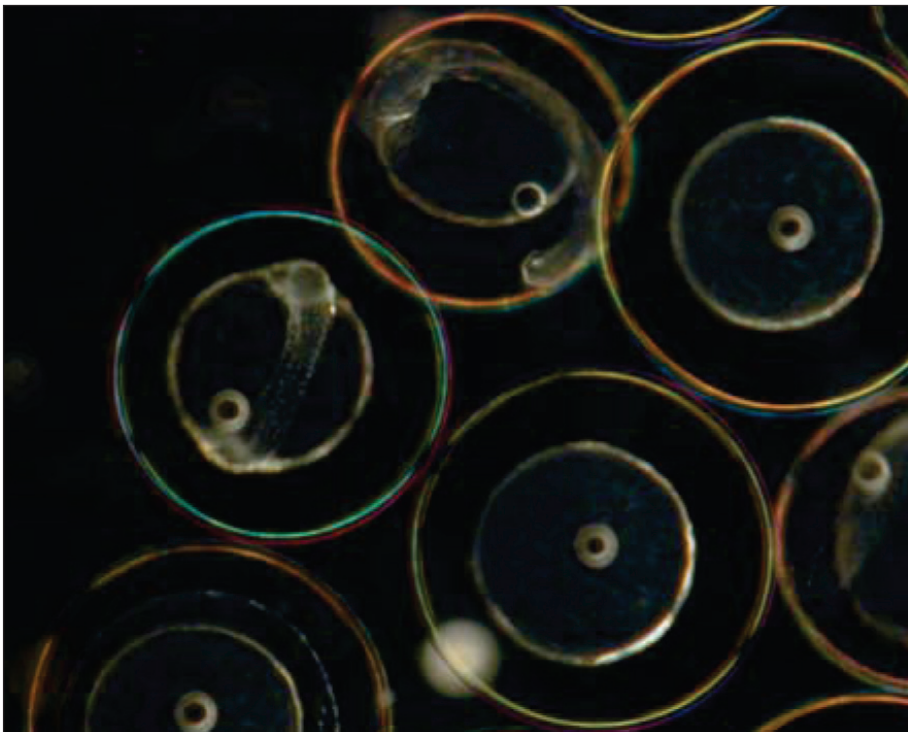


Figura 20. Huevos de sardina.

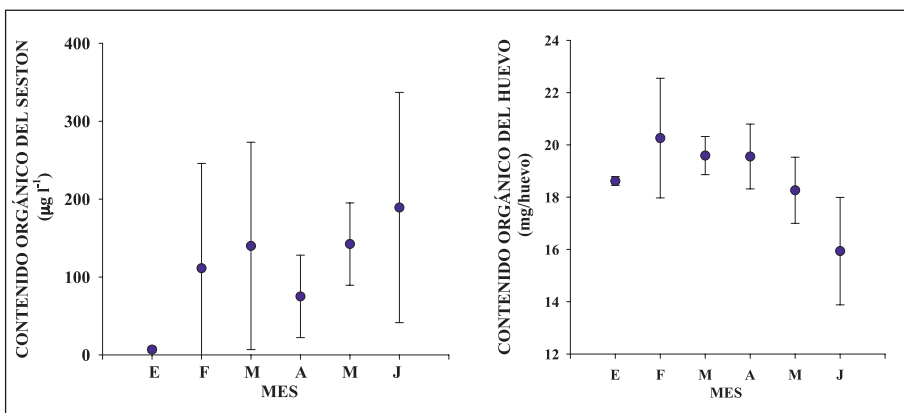


Figura 21. Estrategia reproductiva de la sardina en la Ría de Vigo entre 1998 y 2001. Durante el principal período de puesta (enero-junio), a medida que la cantidad de alimento en el medio es mayor (gráfica izquierda), disminuye la calidad de los huevos (gráfica derecha).

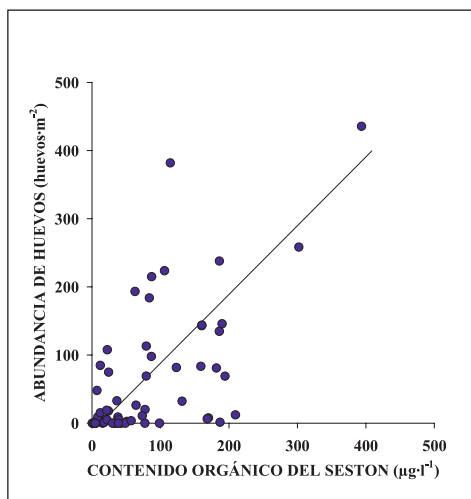


Figura 22. Estrategia reproductiva de la sardina en la Ría de Vigo entre 1998 y 2001. La sardina pone un mayor número de huevos en los momentos y lugares en los que el alimento disponible es mayor.

Además también es de vital importancia que exista coincidencia espaciotemporal entre la puesta y el zooplancton que servirá de alimento a las larvas. Muchas de las especies de la Ría de Vigo, como la sardina, desarrollan estrategias espaciotemporales en relación con el alimento y producen un mayor número de huevos en aquellas zonas y épocas en las que el alimento es más abundante (Fig. 22).

5.3.3. Temperatura

Los peces son animales poiquiloterms, que aumentan sus tasas metabólicas y crecen más rápido a altas temperaturas.

La temperatura afecta al tiempo de absorción del vitelo, que define el período que tiene la larva para encontrar alimento. A temperaturas más altas, el desarrollo del huevo es más rápido (lo que reduce el tiempo de exposición a los depredadores) pero es menos eficiente, lo que se traduce en un menor tamaño de la larva al eclosionar.

Existen estrategias parentales relacionadas con la temperatura, por ejemplo, las hembras de sardina varían la calidad de los huevos a lo largo de la época de puesta, de manera que producen huevos de

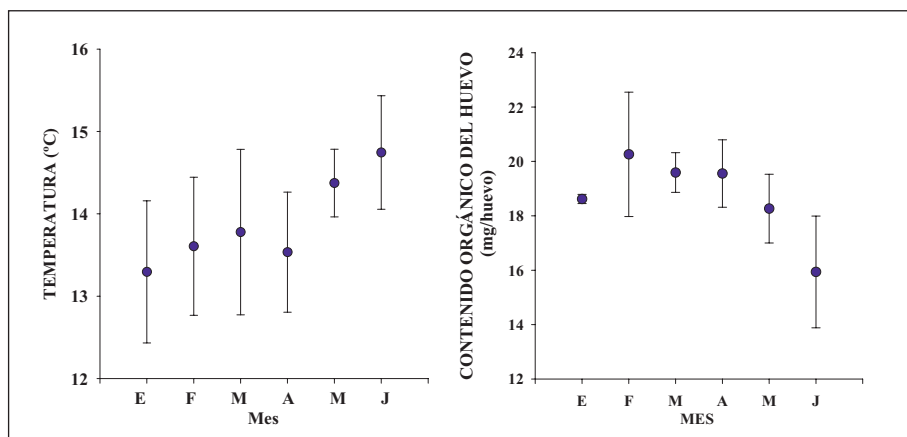


Figura 23. Estrategia reproductiva de la sardina en la Ría de Vigo entre 1998 y 2001. Durante el principal período de puesta (enero-junio), a medida que la temperatura aumenta (gráfica izda.), disminuye el contenido orgánico del huevo (gráfica dcha.).

mayor calidad (mayor tamaño o contenido orgánico), que se desarrollan más rápido, en los meses en los que la temperatura es menor, de forma que reducen las diferencias de duración del desarrollo embrionario entre el principio y el fin de la puesta (Fig.23).

5.3.4. Corrientes

Las corrientes pueden transportar a huevos y larvas a ambientes de diferentes características y son responsables en muchas ocasiones de la variabilidad en el reclutamiento de las poblaciones pesqueras.

Las concentraciones de alimento en el medio marino son bajas y se necesitan mecanismos de concentración para mantener cantidades adecuadas para el sostenimiento de las larvas de peces. Estas concentraciones, en condiciones de estabilidad, se producen fundamentalmente en la picnoclina. Si esta estructura se rompe (viento, corrientes, etc.) el alimento se dispersa y las larvas pasan hambre. Además, la estabilidad de la masa de agua es importante para que la producción primaria sea alta y, por lo tanto, para aumentar el alimento disponible para adultos y larvas. En la Ría de Vigo se ha observado que la supervivencia de las larvas es mayor cuando existe estabilidad en los meses anteriores a la puesta, lo que garantiza que cuando las larvas eclosionen tendrán alimento suficiente.

La retención o dispersión de la puesta es uno de los procesos principales en la dinámica de las poblaciones de peces. Las larvas que son transportadas fuera de la plataforma continental presentan evidencias de pobre condición nutricional, por lo que morirán de inanición o, en último término, contribuirán poco al reclutamiento en la zona.

Un proceso de circulación oceánica de gran importancia en la Ría de Vigo es el afloramiento costero (capítulo 2). Para las poblaciones de peces es muy importante, ya que proporciona un aporte renovado de nutrientes a las capas superficiales, donde pueden ser responsables de una alta producción (capítulo 3). Sin embargo, además de este efecto positivo, puede condicionar el transporte de huevos y larvas hacia mar abierto, zonas poco propicias para su desarrollo. Por este motivo, muchas de las especies de la Ría de Vigo intensifican la puesta en los meses en los que el afloramiento es menos intenso (Fig. 24).

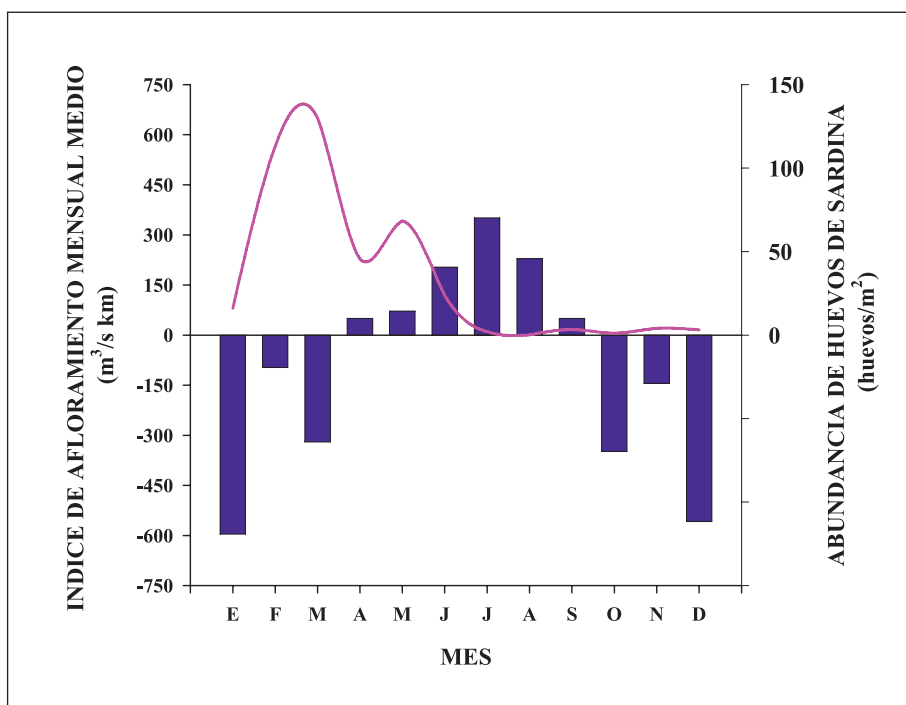


Figura 24. Estrategia reproductiva de la sardina en la Ría de Vigo entre 1998 y 2001. Relación entre el índice de afloramiento mensual medio de 1996 a 2006 (barras, tomado del capítulo 2) y la abundancia media de huevos de sardina durante 4 años de muestreo (1998-2001) (línea rosa).

Normalmente, todos estos parámetros actúan conjuntamente sobre las poblaciones de peces. En el caso concreto de la sardina de la Ría de Vigo, el éxito de su reclutamiento está condicionado por la unión de varios factores dentro de una ventana óptima ambiental: intenso afloramiento durante el año anterior (garantiza una buena condición de los reproductores), estabilidad de la columna de agua antes de la puesta (que garantiza una elevada producción de alimento) y poco transporte hacia mar abierto de huevos y larvas (afloramiento menos intenso) en la época de puesta (para evitar el transporte hacia zonas donde el alimento es escaso).

5.3.5. Parásitos y enfermedades

Los océanos y mares funcionan como medio de transporte y crecimiento de microorganismos, pero se conoce muy poco del efecto de bacterias, virus y parásitos sobre huevos y larvas de peces en condiciones naturales. La mayor parte de las bacterias que causan enfermedades en peces marinos son patógenas oportunistas que forman parte de la microflora normal del agua de mar y solo aparecen en abundancia en determinadas condiciones de temperatura, salinidad, etc. Este hecho es muy patente en acuicultura donde algunas especies bacterianas afectan de forma clara a la supervivencia de huevos y larvas, pero no se consideran una fuente importante de mortalidad en el medio natural.

Se conoce poco de la magnitud de la mortalidad que originan los parásitos en huevos y larvas, pero en los últimos años se ha detectado, en el caso de especies de la Ría de Vigo, como la sardina, caballa y jurel, la aparición de un parásito protista (*Ichthyodinium chabelardi*) con altas tasas de infección. Aparece en el interior del saco vitelino, del que se alimenta (Fig. 25) y causa la muerte del individuo ya sea en la fase huevo o una vez eclosionada la larva. Se conoce poco del medio de propagación, pero se piensa que puede transmitirse a través de los parentales, desde el ovario de la hembra, hecho que ha sido demostrado en el caso de otros parásitos.

Es importante tener en cuenta que la mortalidad del ictioplankton no será debida a la actuación de estos mecanismos (alimento, depredación, corrientes, etc.) por separado, sino a complejas interacciones entre ellos. Entre otras, la falta de alimento provocará que las larvas, debilitadas, sean más accesibles para los depredadores; asimismo los factores abióticos, como el afloramiento, los cambios en la temperatura y salinidad del agua, estarán afectando tanto a huevos y larvas como a su alimento y a sus potenciales depredadores. Unido a todo ello, hemos de considerar el efecto del clima, que actuará sobre todas las poblaciones biológicas y sobre el ambiente en el que viven (Fig. 26).

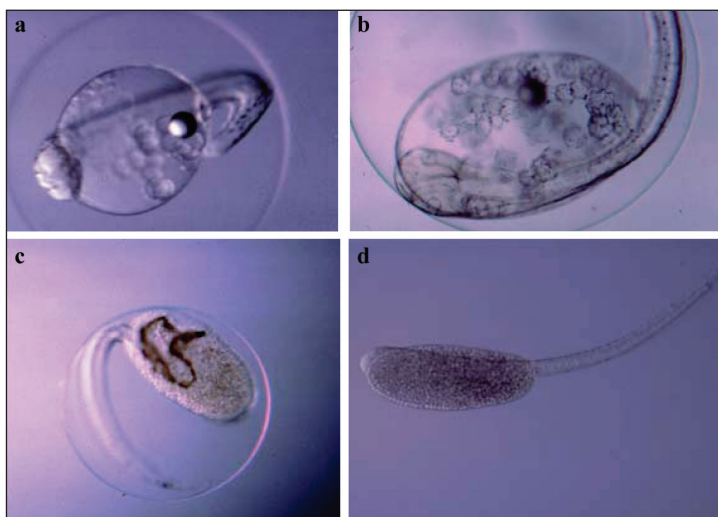


Figura 25. Parásito *Ichthyodinium chabelardi* en huevos de sardina de la Ría de Vigo. a) y b). El parásito está presente en el interior del huevo. c). Los parásitos han consumido la gota de grasa del huevo (mancha oscura). d). Larva de sardina recién eclosionada, sin gota de grasa y con el vitelo granulado por el gran número de parásitos presentes.

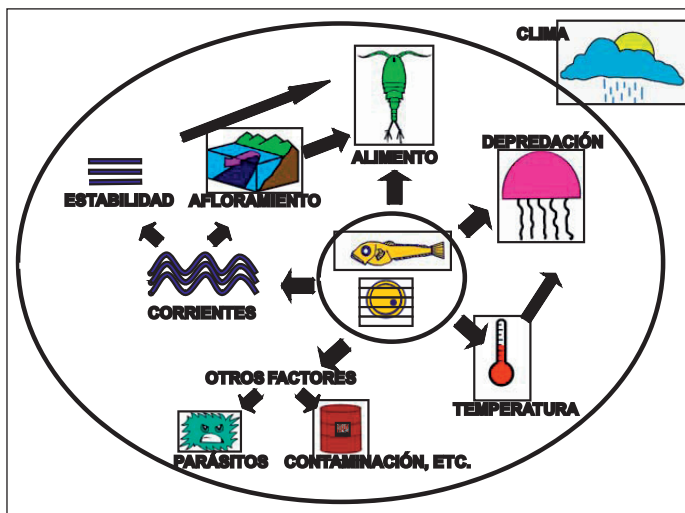


Figura 26. Esquema de los principales factores que determinan la supervivencia del ictioplancton.

6. BIBLIOGRAFÍA RECOMENDADA

6.1. *Pico, nano y microplancton y producción primaria*

- Cermeño P., E. Maraño, V. Pérez, P. Serret, E. Fernández, C.G. Castro (2006) Phytoplankton size structure and primary production in a highly dynamic coastal ecosystem (Ría de Vigo, NW-Spain): Seasonal and short-time scale variability. *Estuarine Coastal Shelf Science* 67:251-266.
- Crespo B.G. (2007) Proliferaciones de dinoflagelados y procesos oceanográficos asociados en un sistema de afloramiento. Tesis Doctoral, Universidad de Vigo, 178 páginas.
- Crespo B.G., F.G. Figueiras, P. Porras, I.G. Teixeira (2006) Downwelling and dominance of autochthonous dinoflagellates in the NW Iberian margin: the example of the Ría de Vigo. *Harmful Algae* 5:770-781
- Figueiras F.G., A.F. Ríos (1993).. Phytoplankton succession, red tides and the hydrographic regime in the Rías Bajas of Galicia. En: Smayda, T.J., Shimizu, Y. (Eds.), *Toxic phytoplankton blooms in the Sea*. Elsevier, New York, pp. 239-244.
- Figueiras F.G., U. Labarta, M.J. Fernández Reiriz (2002). Coastal upwelling, primary production and mussel growth in the Rías Baixas of Galicia. *Hydrobiologia* 484, 121-131.
- Margalef R. (1958) Temporal succession and spatial heterogeneity in phytoplankton. En: Buzzati-Traverso, A.A. (Ed.), *Perspectives in Marine Biology*. University California Press, Berkeley, pp. 323-348.
- Moncoiffé G., X.A. Alvarez-Salgado, F.G. Figueiras, G. Savidge (2000). Seasonal and short time-scale dynamics of microplankton community production and respiration in an inshore upwelling system. *Marine Ecology Progress Series* 196: 111-126.
- Nogueira E., F.F. Pérez, A.F. Ríos (1997) Seasonal patterns and long-term trends in an estuarine upwelling ecosystem (Ría de Vigo, NW Spain). *Estuarine Coastal Shelf Science* 44: 285-300.

6.2. *Zooplankton*

- Alcaraz M. (1977) Ecología, competencia y segregación en especies congénicas de copépodos (Acartia) en la ría de Vigo. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona.
- Margalef R. (1956) Rotíferos marinos del plancton de la ría de Vigo. *Investigación Pesquera*. 4: 133-135.
- Miranda A., G. Casas, J.M. Cabanas (1991) Producción primaria y secundaria en la Ría de Vigo durante el año 1988. *Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía*, nº 95.

- Tenore K.R., M. Alonso-Naval, M.T. Alvarez-Ossorio, L.P. Atkinson, J. M. Cabanas, R.M. Cal, M.J. Campos, F. Castillejo, E.J. Chesney, N. Gonzalez, R.B. Hanson, C.R. McClain, A. Miranda, M.R. Romam, J. Sánchez, G. Santiago, L. Valdés, M. Varela, J. Poder (1995) Fisheries and Oceanography off Galicia, NW Spain: Mesoscale spatial and temporal change in physical processes and resultant patterns of biological productivity. *Journal Geophysical Research*, 100 n° C6:10943-10966.
- Todd C.D., G. A. Boxshall, M. S. Laverack (1996) Coastal Marine zooplankton. A practical manual for students. Cambridge University Press.
- Wickstead J.H. (1979) Zooplankton marino. Omega. Barcelona.

6.3. Ictioplancton

- Brownell C.L. (1979) Stages in the early development of 40 marine fish species with pelagic eggs from the cape of Good Hope. *Ichthyological Bulletin of the J.L.B. Smith Institute of Ichthyology, Rhodes University, Grahamstown*, (40): 84pp.
- Cushing D.H. (1975) Marine ecology and fisheries. Cambridge: University Press, 277pp.
- Ferreiro M.J. (1985) Ictioplancton da Ría de Vigo. Tese, Universidade de Santiago de Compostela: 563pp.
- Fives J.M. (1976) Labridae of the eastern North Atlantic. *Fiches d'Identification du Zooplancton*, 149: 7pp.
- Fives J.M. (1980) An account of the eggs and developmental stages of Montagu's blenny, *Coryphoblennius galerita* (L.), with notes on the reproductive behaviour of the adults. *Journal of the marine biological Association, U.K.*, 60: 749-757.
- Halbeisen H.W. (1988) Bestimmungsschlüssel für Fischlarven der Nordsee und angrenzender Gebiete. *Ber. Inst. Meeresk. Nr. 178*.
- Macer C.T. (1967) Ammodytidae. *Fiches d'Identification des oeufs et larves de poissons*, 2: 6pp.
- Marinero JY (1971). Contribution à l'étude des oeufs et larves pélagiques de poissons méditerranéens. V. Oeufs pélagiques de la Baie d'Alger. *Pelagos*, 3 (1): 1-118.
- Ré P. (1999) Ictioplâncton estuarino da Península Ibérica. Guia de identificação dos ovos e estados larvares planctónicos. Faculdade de Ciencias da Universidade de Lisboa, Portugal: 114pp.
- Riveiro I. (2002) Estrategias parentales de la sardine atlántica (*Sardina pilchardus*) en la Península Ibérica. Tesis doctoral. Universidad de Vigo. 212 pp.
- Russel F.S. (1976) The eggs and planktonic stages of British marine fishes. Academic Press, London: 524pp.

Vergara A.R. (2002) Efecto de las condiciones ambientales sobre la mortalidad de huevos y larvas de sardine (*Sardina pilchardus* W.). Tesis doctoral. Universidad de Vigo. 170 pp.

V

EPISODIOS DE FITOPLANKTON TÓXICO EN LA RÍA DE VIGO

Beatriz Reguera/ Laura Escalera, Centro Oceanográfico de Vigo, IEO
Yolanda Pazos / Angeles Moroño, Instituto Tecnológico para o Control
do Medio Mariño de Galicia (INTECMAR)

1. FLORACIONES ALGALES NOCIVAS, MAREAS ROJAS Y EPISODIOS DE FITOPLANKTON TÓXICO

1.1. Definiciones.

1.2. Floraciones algales nocivas (FAN) en la Ría de Vigo

2. CARACTERÍSTICAS TAXONÓMICAS, ECOLÓGICAS Y TOXINOLÓGICAS DE LAS MICROALGAS TÓXICAS.

2.1. Características taxonómicas

2.2. Características ecológicas

2.3. Características toxinológicas

3. REVISIÓN HISTÓRICA DE MAREAS ROJAS Y EPISODIOS DE ALGAS TÓXICAS EN LA RÍA DE VIGO.

4. PROGRAMA DE SEGUIMIENTO Y CONTROL DE LAS FLORACIONES DE MICROALGAS TÓXICAS EN LA RÍA DE VIGO

5. SUCESIÓN ANUAL DE ESPECIES TÓXICAS EN LA RÍA DE VIGO

6. DINÁMICA DE POBLACIONES DE MICROALGAS TÓXICAS

7. PROBLEMAS PENDIENTES Y PERSPECTIVAS FUTURAS

7.1. Identificación taxonómica y automatización de los contajes

7.2. Predicción de las proliferaciones microalgales

7.3. Episodios de fitoplancton tóxico y cambio climático

7.4. Refinamiento de los modelos de cinética de intoxicación-detoxificación

AGRADECIMIENTOS

BIBLIOGRAFÍA

1. FLORACIONES ALGALES NOCIVAS, MAREAS ROJAS Y EPISODIOS DE FITOPLANCTON TÓXICO

1.1. Definiciones.

Las microalgas pigmentadas del fitoplancton –junto con las macroalgas– son los principales productores primarios y constituyen la base de las redes tróficas marinas. Las floraciones, o crecimientos explosivos del fitoplancton, son un fenómeno natural que contribuye a sostener la producción de bivalvos y de pequeños peces pelágicos, como la sardina y anchoa. Mediante la fotosíntesis, el fitoplancton sintetiza materia orgánica a partir de la energía solar –captada por sus pigmentos– del CO₂ atmosférico (que se incorpora como ión bicarbonato en el agua de mar), micronutrientes (nitratos, fosfatos, silicatos, etc.) y oligoelementos (metales traza, vitaminas, etc.). De esta forma, el crecimiento del fitoplancton actúa como una “bomba biológica de carbono” que ayuda a mitigar el efecto invernadero. Además, las poblaciones de fitoplancton, y en especial las de ciertas especies, como el cocolitofórido *Emiliana huxleyi*, excretan a la atmósfera dimetil-sulfuro (DMS), gas que favorece la formación de núcleos de condensación de agua que dan lugar a las nubes, y por tanto contrarrestan el exceso de radiación solar.

Sin embargo, no todas las floraciones microalgales son beneficiosas. Las Floraciones Algaes Nocivas (FAN, en inglés HAB = *Harmful Algal Blooms*), es un término acuñado por la Comisión Oceanográfica Intergubernamental (COI) de la UNESCO y adoptado internacionalmente para denominar cualquier proliferación de microalgas (independientemente de su concentración) que es percibida como un daño por el hombre por su impacto negativo en la salud pública, la acuicultura, el medio ambiente y las actividades recreativas. Se trata, pues, de un término socio-económico, no basado en criterios científicos, sobre el tipo de microalgas que las configuran.

Las **Mareas Rojas** (o *Mareas Vermellas* o Purga de Mar), son coloraciones o manchas del agua de mar debido a la presencia de concentraciones elevadas (1 ó más millones de células por litro) de microalgas planctónicas (Fig. 1). El color, que dependerá de los

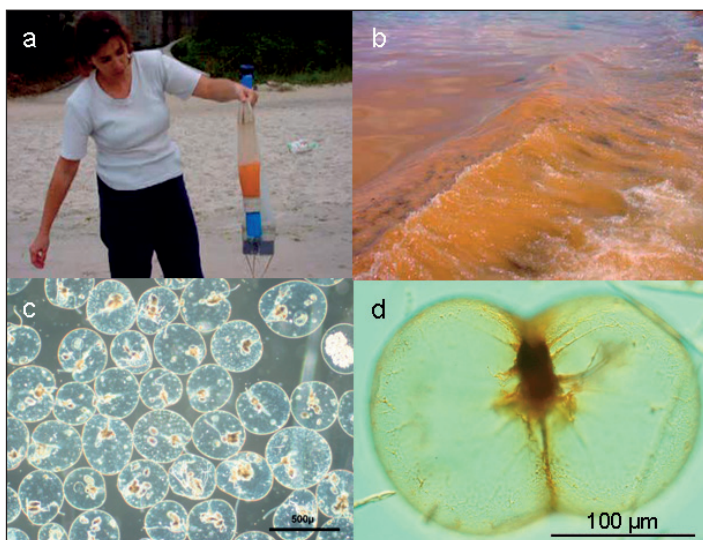


Figura 1. Marea vermella del dinoflagelado Noctiluca scintillans en las Rías Baixas:

a) Arrastre de red de plancton con concentrado de Noctiluca;

b) Discoloración del agua de mar causado por la misma;

c) Micrografía (campo oscuro) de una mancha de Noctiluca y

d) Micrografía (400X) de un espécimen a punto de dividirse. N. scintillans es una especie muy boyante que se agrega en la superficie marina.

Produce llamativas discoloraciones rojo-naranjáceas de día; de noche fosforesce en múltiples puntitos luminosos con los movimientos del agua, pues es una especie bioluminiscente. Las manchas de Noctiluca son inofensivas si se dan en zonas de circulación activa, como es el caso en la Ría de Vigo, pero causan alarma social y “contaminación visual”.

pigmentos de la microalga, puede ser verdoso, pardo, rojizo, naranja, etc. En la mayor parte de los casos, las mareas rojas están formadas por microalgas inocuas y no constituyen ningún peligro para el ecosistema si se dan en zonas abiertas con buena circulación de agua. No obstante, las mismas mareas rojas pueden resultar perjudiciales si se forman en bahías y ensenadas confinadas con escasa circulación y se da alguna de las siguientes circunstancias:

- Las elevadas biomásas de fitoplancton no son consumidas, sedimentan y pudren, lo que conduce a la formación de fondos

- anóxicos, pestilencias y a la muerte de organismos que viven fijos en el fondo (bentónicos). Se denominan **eutróficos** los sistemas de este tipo, en los que existen desequilibrios por el exceso de producción primaria en relación con el consumo.
- Se forman manchas en pequeñas playas y calas visitadas por los turistas, creando contaminación visual, y alarma social si el público no está debidamente informado.
 - Se desarrollan en zonas con cultivos de peces en jaulas. La muerte de los peces puede sobrevenir por: a) Cambios bruscos de condiciones físico-químicas asociadas con la elevada biomasa de microalgas (anoxia, hiper-oxigenación, descenso de pH); b) La excreción de sustancias mucilaginosas por las microalgas, que provoca un aumento de viscosidad del agua y dificulta la adsorción de oxígeno por las branquias; c) La presencia de espinas y otros apéndices de las microalgas que erosionan las agallas de los peces y aumentan su susceptibilidad a las infecciones bacterianas y víricas.

Algunas especies de microalgas producen potentes venenos o toxinas. Cuando estas microalgas son filtradas por los mejillones y otros bivalvos, las toxinas se acumulan en sus tejidos y se transmiten a niveles superiores de la red alimentaria y al hombre. Las toxinas son tan potentes, que no se requieren elevadas concentraciones de microalgas, ni formación de mareas rojas, para que los bivalvos se conviertan en no aptos para el consumo humano. A estas proliferaciones, frecuentemente no acompañadas de producción de elevadas biomásas, las denominaremos **Episodios de Algas Tóxicas**. Se producen así las tristemente célebres **Intoxicaciones por Bivalvo** (*Shellfish Poisoning*), que en casos extremos pueden causar hospitalizaciones e incluso pérdida de vidas humanas. Los bivalvos no son los únicos vectores de toxinas microalgales. Otra posible vía de transmisión es la que, a través de pequeños peces pelágicos planctívoros (sardinas, anchoas), alcanza a aves y mamíferos marinos y les causa intoxicaciones subletales o la muerte (Fig. 2). Los grupos de toxinas más comunes en Europa y que se registran de forma crónica en la Península Ibérica son:

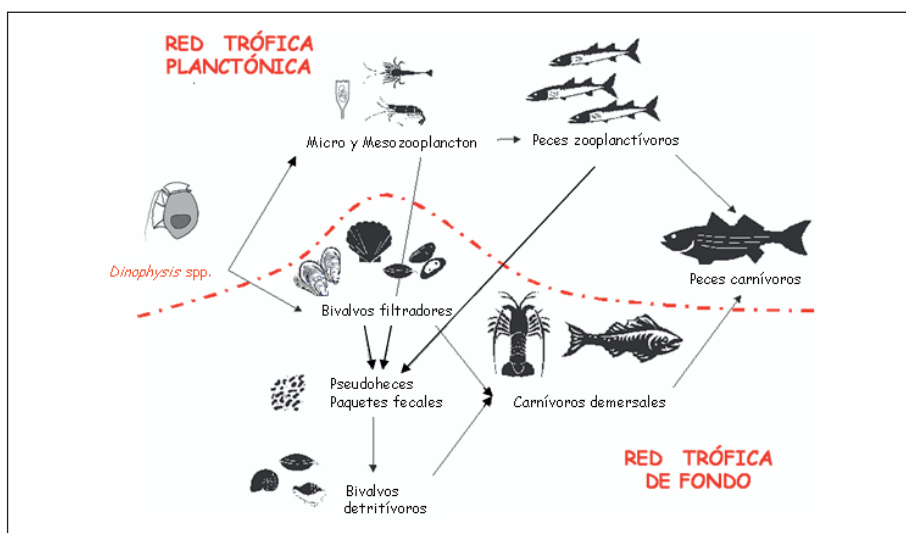


Figura 2. Transmisión de toxinas a través de las redes tróficas pelágica y bentónica.

- Toxinas de tipo paralizante (PSP = *Paralytic Shellfish Poisoning*), producidas por dinoflageladas de los géneros *Alexandrium* y *Gymnodinium* (Fig. 3).
- Toxinas lipofílicas (DSP) = *Diarrhetic Shellfish Poisoning*, Pectenotoxinas y Yesotoxinas). Las toxinas diarreicas y pectenotoxinas son producidas por dinoflageladas del género *Dinophysis* (Fig. 4) y especies bentónicas del género *Prorocentrum* y las yesotoxinas por *Lingulodinium polyedrum* y *Protoceratium reticulatum* (Fig. 5).
- Toxinas de tipo amnésico (ASP = *Amnesic Shellfish Poisoning*), producidas por diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* (Fig. 6).

Existen también **floraciones microalgales ictiotóxicas**, productoras de toxinas que se liberan al medio y causan mortandades de peces en cultivo y de fauna silvestre. La proliferación de estas especies puede tener efectos devastadores en las granjas de peces mantenidos en jaulas en el medio natural. Son muy conocidas las mortandades de salmónidos y otros peces cultivados causadas por

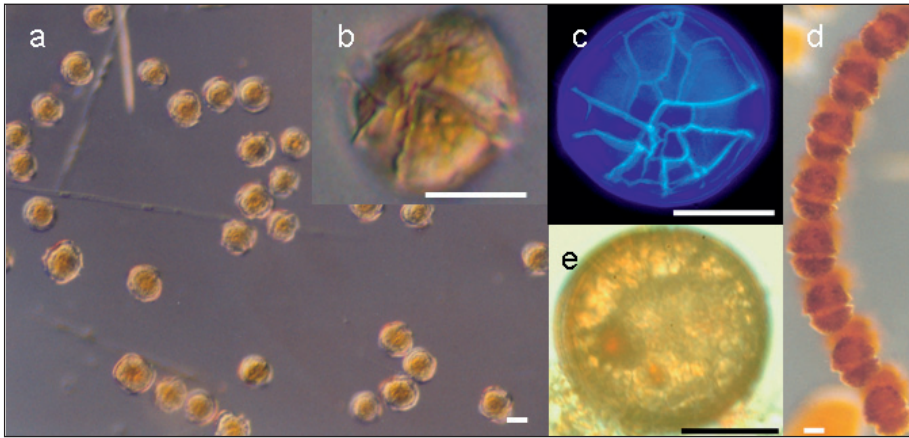


Figura 3. Especies productoras de toxinas paralizantes (PSP) en la Ría de Vigo. (a) Floración de *Alexandrium minutum* (200X); (b) Detalle de la misma especie a mayor aumento (400x); (c) Célula de *A. minutum*, teñida y vista al microscopio de epifluorescencia para observar las placas de su envoltura celular o teca (1000x); (d) Cadena de *Gymnodinium catenatum* (200x). (e) Quiste de resistencia de *G. catenatum* (400x). (Barra de calibración = 20µm)

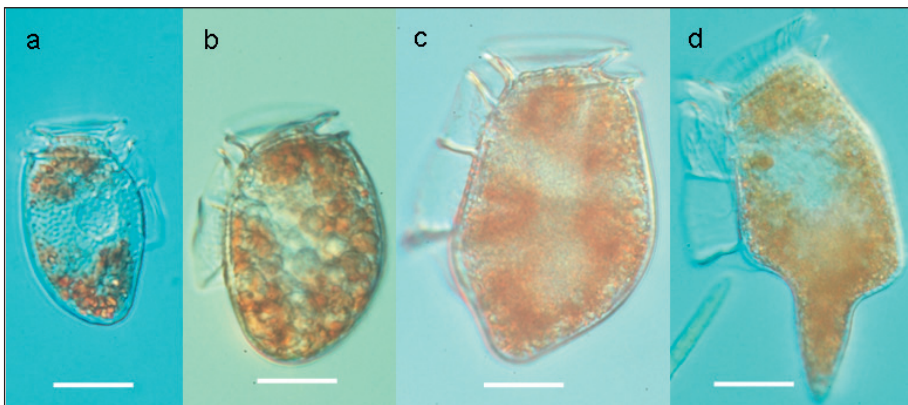


Figura 4. Micrografías (400x) de dinoflagelados (en vivo) del género *Dinophysis* responsables de acumulación de toxinas lipofílicas (okadaatos, pectenotoxinas) en los bivalvos en la Ría de Vigo: a) *Dinophysis acuminata*; b) Ejemplar de la misma especie cargado de vacuolas digestivas; c) *Dinophysis acuta*; d) *Dinophysis caudata*. (Barra de calibración = 20µm)

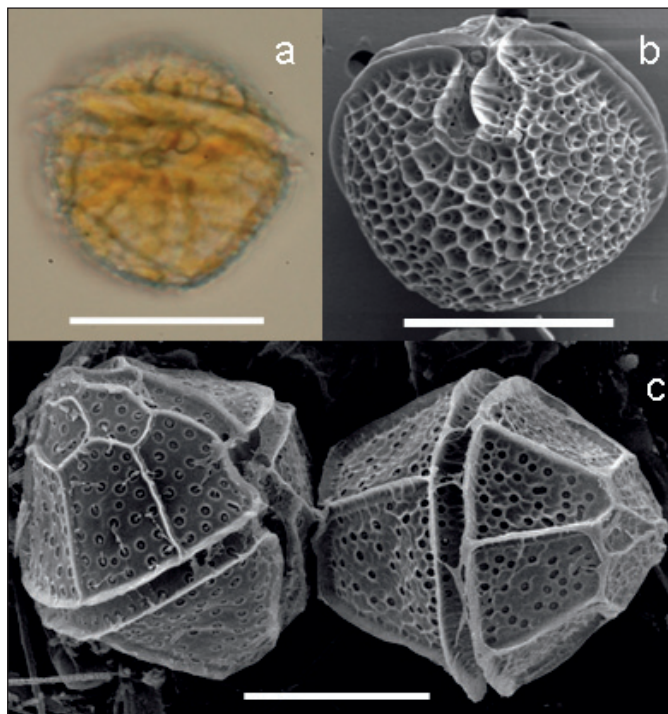


Figura 5. Otros dinoflagelados de la Ría de Vigo productores de toxinas lipofílicas (yesotoxinas), pero que no han causado eventos tóxicos en esta ría.

(a) Protoceratium reticulatum (= Gonyaulax grindleyi) (600x);

(b) Micrografía al microscopio electrónico de barrido (MEB) de la misma especie y de (c) Células de Lyngulodinium polyedrum (Gonyaulax polyedra).

(Barra de calibración = 20µm) Nótese la marcada reticulación de P. reticulatum y la forma poliédrica de L. polyedrum, caracteres morfológicos de los que se deriva su nombre específico o epíteto.

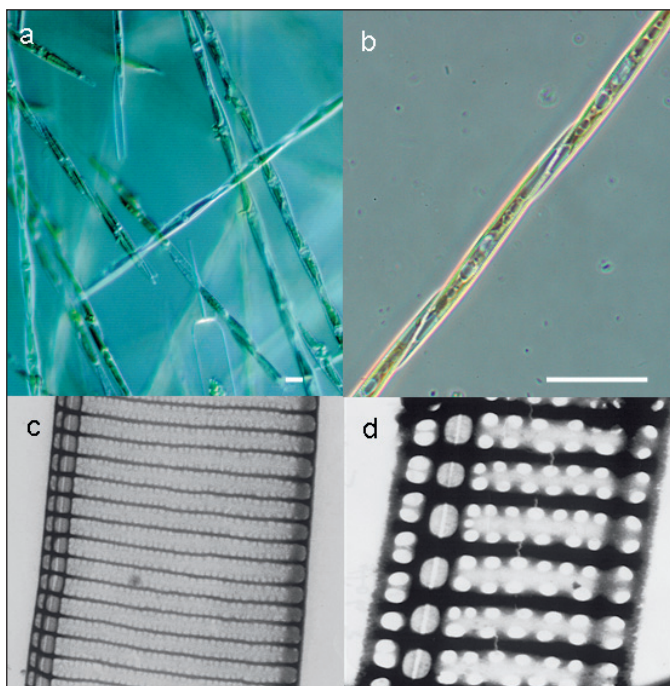


Figura 6. Especies productoras de toxina amnésica (ASP).

a) Arrastre de red dominado por Pseudo-nitzschia spp. (100X)

b) Detalle de una cadena de Pseudo-nitzschia spp. (630X)

c) Ornamentación de las frústulas de P. australis y de d) P. pungens en preparaciones vistas al microscopio electrónico de transmisión (Barra de calibración = 20µm)

floraciones de pequeñas flageladas rafidofíceas tales como *Heterosigma akashiwo* (conocidas en Chile como “marea café”) (Fig. 7) y varias especies del género *Chattonella*.

Por último, si bien no se trata de fitoplancton, hay que mencionar que existen FAN causadas por microalgas bentónicas, que viven adheridas a macroalgas (epífitas) o a otro tipo de sustratos. Las más conocidas son las causantes de un envenenamiento por consumo de peces llamado **Ciguatera** (CFP = *Ciguatera Fish Poisoning*) que es un síndrome endémico en regiones tropicales y subtropicales, pues las especies causantes (*Gambierdiscus* spp.) viven asociadas a los arrecifes de coral y se transmiten, a través de pequeños peces herbívoros, a peces comestibles de mayor tamaño (barracudas y otros). Otras FAN que están cobrando una inusitada actualidad en las playas del Mediterráneo occidental, son las floraciones de microalgas bentónicas (*Ostreopsis* spp), cuyas toxinas, liberadas al agua de mar, pasan al aerosol marino y causan irritaciones de la vías respiratorias y la piel de los bañistas.

Tras lo expuesto, podemos hacer una clasificación de las FAN que afectan a los países de la Unión Europea y de la Península Ibérica basada en los daños que ocasionan, en:

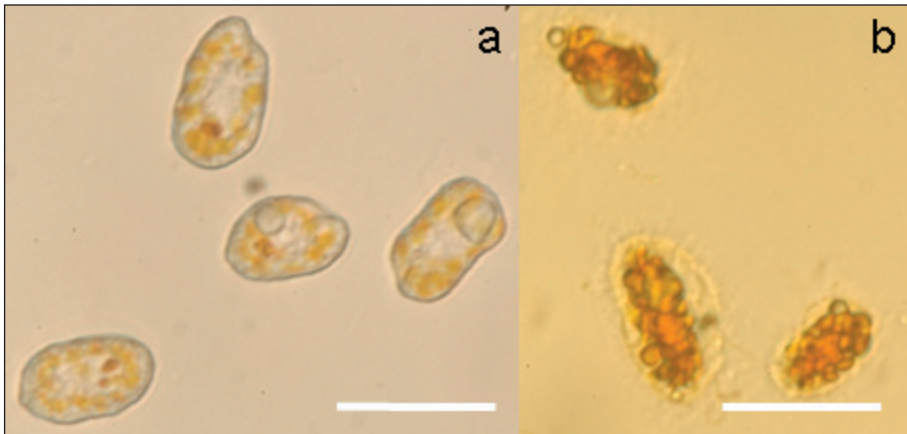


Figura 7. *Heterosigma akashiwo* (a) in vivo y (b) fijada con lugol ácido.
Colección de cultivos del C.O. de Vigo del IEO. (Barra de calibración = 20 μ m)

1. Floraciones algales no tóxicas de elevada biomasa;
2. Floraciones productoras de toxinas que se transfieren a través de la cadena trófica;
3. Floraciones algales ictiotóxicas;
4. Floraciones de microalgas productoras de toxinas que se transfieren a través del aerosol marino y causan irritaciones.

Hay que señalar que algunas FAN causan múltiples efectos nocivos y pueden, por tanto, pertenecer a más de un tipo de la clasificación anterior. El ejemplo más notorio lo constituyen las floraciones de la dinoflagelada *Karenia brevis* en el Golfo de México: transfieren toxinas neurotóxicas (NSP = *Neurotoxic Shellfish Poisoning*) a través de la cadena trófica, causando incluso la muerte de mamíferos marinos; sus elevadas biomásas causan muertes masivas de organismos marinos de fondo y además sus toxinas se transfieren al aerosol marino y causan irritaciones a los bañistas.

1.2. Floraciones algales nocivas (FAN) en la Ría de Vigo.

Las Rías Baixas gallegas, sistema al que pertenece la ría de Vigo, constituyen una región de grandes atractivos turísticos y de elevada producción de recursos marisqueros, en especial de mejillones cultivados en bateas (más de 250000 Tm anuales, segundo productor mundial después de China). Es fácil imaginar que las floraciones de algas nocivas pueden suponer un grave riesgo para la explotación de estos recursos. En el capítulo 2 se explicó que la circulación de agua en las rías era muy dinámica. La filtración de fitoplancton por los mejillones de batea se suma al consumo base del zooplancton, ictioplancton y otros bivalvos filtradores. El exceso de biomasa fitoplanctónica se exporta a la plataforma por superficie merced a la circulación estuárica positiva -potenciada por el afloramiento- y por el fondo mediante los pulsos de hundimiento intensos. Por ello, los episodios de acumulación de elevadas biomásas de fitoplancton no consumido o la aparición esporádica de manchas coloreadas o *mareas vermellas* son escasos y no constituyen un gran problema en la Ría de Vigo salvo casos

puntuales, tales como las manchas marrones de *Heterosigma akashiwo* (erróneamente identificada en el pasado como *Olisthodiscus luteus*) que afectaron a playas confinadas de la Ensenada de San Simón, la parte más interna y confinada de la ría, en julio de 2007; o las manchas esporádicas de *Noctiluca scintillans*, *Myrionecta rubra* y *Lingulodinium polyedrum*, que no han sido asociadas con ningún daño a los recursos o la salud pública, pero que causan alarma social. Por el contrario, la aparición crónica de proliferaciones de microalgas productoras de toxinas, que no alcanzan elevada biomasa y no forman manchas, constituyen el principal riesgo natural para la explotación de recursos marisqueros en las Rías Baixas. No obstante, en los medios de comunicación, el sector miticultor y en el lenguaje coloquial gallego se utiliza equívocamente la expresión *Marea Vermella* o Purga de Mar para describir las situaciones de cierres de extracción de bivalvos, establecidas por las autoridades competentes de la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, en distintas zonas de bateas cada vez que se detectan niveles de toxina por encima del nivel de regulación. Así pues, **la paradoja de las mareas rojas** en la Ría de Vigo y las otras Rías Baixas es que, en general, cuando se ven manchas no se detectan toxinas y cuando se detectan toxinas (y se habla de *Mareas Vermellas*) no hay manchas, sino cierre de polígonos de bateas por presencia de toxinas en niveles no aptos para el consumo. Tan sólo ha habido un caso, en 1986, en el que la dinoflagelada *Gymnodinium catenatum*, productora de toxinas paralizantes (PSP), alcanzó concentraciones superiores a 10^6 cel/l, y formó manchas color marrón en la Ría de Vigo. Durante este episodio tóxico se registraron niveles récord de toxinas PSP, 80 veces superior al nivel de regulación (80 µg saxitoxinas/100g de carne de bivalvo).

2. CARACTERÍSTICAS TAXONÓMICAS, ECOLÓGICAS Y TOXINOLÓGICAS DE LAS MICROALGAS TÓXICAS.

En la sección anterior establecimos una clasificación socio-económica de las floraciones de algas nocivas sobre la base de los daños que causaban a distintos agentes sociales. Hablaremos ahora de cri-

terios científicos empleados en su clasificación. El estudio de las microalgas se puede abordar desde múltiples disciplinas, entre las que merecen especial atención la taxonomía, la ecología y la toxicología.

2.1. Características Taxonómicas

La taxonomía de microalgas utiliza criterios morfológicos –tamaño, forma, textura y color, presencia de cilios y flagelos, formación de colonias– fisiológicos –composición de pigmentos, sustancias de reserva– ultraestructurales –posición del núcleo y otros orgánulos celulares– y en tiempos recientes, la secuencia de porciones del material genético. La clasificación taxonómica agrupa a los organismos en sistemas jerárquicos –divisiones, clases, órdenes, familias, géneros, especies– y la filogenia establece relaciones de los orígenes evolutivos entre los distintos grupos de microalgas. Dentro del fitoplancton, se incluyen decenas de miles de especies. Hasta la fecha, aproximadamente 100 de ellas han sido identificadas de forma fehaciente como especies productoras de toxinas (www.ioc.unesco.org). De estas 100 especies, 70 pertenecen a las dinoflageladas (clase Dinophyceae), 13 a las diatomeas (clase Bacillariophyceae), 9 a las haptofitas (clase Haptophyceae) y 7 a las rafidofitas (clase Raphidophyceae). Las especies que causan problemas de acumulación de toxinas de bivalvos en la Ría de Vigo son dinoflageladas y diatomeas microplancónicas (> 20 micras), si bien se han identificado especies y/o floraciones de haptofitas y rafidofitas (pequeños flagelados nanoplancónicos > 10 μm), que causan graves impactos en otras partes del mundo pero que no han sido asociados con efectos nocivos en la Ría de Vigo.

Las **diatomeas** -células solitarias, o en cadenas u otras formas de colonias- tienen una cubierta celular silíceo o frústulo a modo de caja o pastillero (Fig. 8). Cuando las células se dividen, se produce la mitad complementaria de cada parte de esta caja. Se trata, pues, de una división binaria en la que se forman dos células hijas, una más pequeña que la otra. Las divisiones sucesivas harán que aparezcan células cada vez más pequeñas. Se llega así a una talla límite a partir

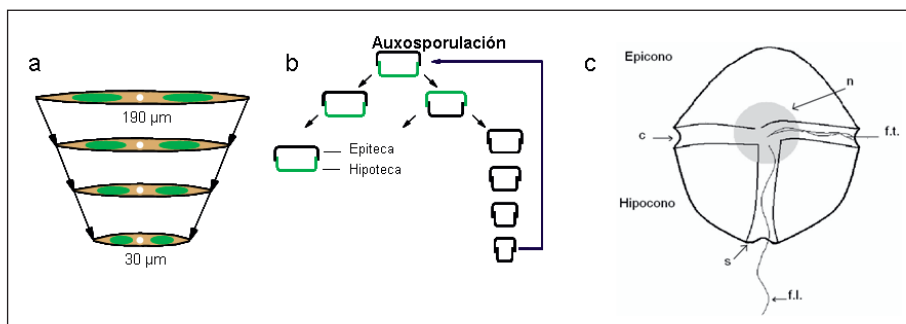


Figura 8. (a-b) Esquema simplificado de MacDonald-Pfitzer sobre (a) Vista valvar y (b) corte transversal que ilustran la disminución progresiva del tamaño de una diatomea pennada tras divisiones sucesivas.

(c) Partes de una dinoflagelada desnuda típica

(n = núcleo; f.l., f.t. flagelos longitudinal y transversal; c = cíngulo; s = surco).

de la cual se forman auxosporas (esporas de origen sexual), las cuales al germinar dan lugar a individuos de talla máxima. Las grabaciones de estrías y poros en esta cubierta, vistas al microscopio electrónico, son de gran importancia para su clasificación a nivel de especie (Fig. 6). La presencia o ausencia de apéndices celulares (setas), la longitud de las cadenas y la geometría celular son importantes caracteres morfológicos, pero además son los que determinan la mayor o menor capacidad de flotación de cada especie y las características físicas de las aguas que resultan óptimas para su crecimiento. La acumulación de lípidos y otras sustancias de reserva en unos pequeños depósitos celulares o vacuolas, es un carácter de valor taxonómico, pero también una estrategia para variar la flotabilidad. Así pues, las diatomeas tienen una innmerecida fama de inmóviles, ya que pueden explotar otros mecanismos distintos de la natación para controlar su posición en el mar. A modo de ejemplo, las cadenas de diatomeas lanceoladas (pennadas), del género *Pseudo-nitzschia*, muestran un movimiento reptante, y son capaces de deslizarse entre las micro-capas de agua, en especial en aquéllas de consistencia viscosa debido a la secreción de mucílagos por otras diatomeas.

Las **dinoflageladas** deben su nombre a que poseen flagelos o latiguitos, generalmente uno longitudinal y otro transversal, que les permite nadar y desplazarse verticalmente en la columna de agua. Algunas especies de dinoflageladas son *desnudas* o carentes de cubiertas celulares; otras están recubiertas de un armazón o *teca* de celulosa formada por distintas pequeñas piezas o placas. La forma de estas placas y sus conexiones (tabulación de placas) en células teñidas (Fig. 3c) y observadas al microscopio se utiliza, a modo de rompecabezas, para clasificar las especies de dinoflageladas tecadas. Para la clasificación de las dinoflageladas desnudas (Fig. 7) hay que utilizar otros criterios, tales como la forma de sus orgánulos celulares, su composición de pigmentos y su comportamiento natatorio, por lo que es necesario observar las células *in vivo*, ya que revientan o se deforman con los fijadores habituales. Este es uno de los motivos por los que es importante el establecimiento de cultivos monoalgales para la correcta identificación de las especies.

En la Fig. 8 se presenta un esquema de la morfología de una diatomea y de una dinoflagelada típicas.

Las dinoflageladas presentan complejos ciclos vitales polimórficos. Cuando las condiciones ambientales dejan de ser óptimas para el crecimiento vegetativo, se desencadena la reproducción sexual: aparecen células sexuales o gametos y al fusionarse gametos de signo contrario, se forman quistes de resistencia –equivalentes a las semillas del medio terrestre– que sedimentan en el fondo. Los quistes del sedimento son excelentes marcadores para estudiar la distribución de las dinoflageladas y su presencia –si son viables– representa un riesgo de desarrollo de poblaciones móviles y por tanto de episodios tóxicos. Además, los quistes de muchas especies de dinoflageladas son fosilizables, por lo que su distribución en distintas profundidades de los sedimentos marinos permite realizar estudios de fluctuaciones de largo término asociadas con el clima.

2.2. Características Ecológicas

La Ecología o “estudio de la casa” estudia la relación entre la distribución y abundancia de los organismos y las propiedades abióticas (factores físicos y químicos) y bióticas (otros organismos) del ambiente que les rodea. Los estudiosos de la ecología de una especie determinada (autoecología) de microalga tóxica en la Ría de Vigo se deben plantear una larga lista de preguntas sobre:

- Ciclo anual: ¿Cuál es la distribución anual de la especie? ¿Es de marcado carácter estacional (primavera, otoño) o por el contrario está presente durante toda la época de afloramiento (abril-octubre) o incluso durante todo el año?
- Interacciones físico-biológicas: ¿Cuáles son las condiciones físicas (intensidad luminosa, temperatura, salinidad, estabilidad/turbulencia) de la columna de agua que disparan la germinación de los quistes/espores y el crecimiento vegetativo de la especie, o las que promueven la aparición de estadios sexuales y formación de espores, quistes temporales y/o quistes de resistencia?
- Nutrición: ¿Se trata de una especie autótrofa, o por el contrario es una especie que puede alternar la fotosíntesis con el consumo de materia orgánica disuelta y/o la ingestión de otros organismos (mixótrofa)?
- Reproducción: ¿Se divide con rapidez (varias duplicaciones al día) en aguas turbulentas ricas en nutrientes o se divide lentamente (máximo de 1 división por día) en aguas estratificadas por las que se puede desplazar verticalmente para seleccionar su “capa óptima”?
- Interacciones con otros organismos: ¿Forma floraciones *quasi* monoalgales, venciendo con la secreción de sustancias químicas alelopáticas u otros mecanismos (guerra biológica) la competencia de otras especies y ahuyentando a los predadores, o por el contrario aparece mezclada, en concentraciones moderadas, con otras especies en una comunidad característica?
- Dinámica de poblaciones: ¿Cómo responde a los forzamientos físicos (afloramiento, hundimiento, lluvias y aguas de esco-

rentía) y químicos (disponibilidad de distintas fuentes nutricionales)?.

En las siguientes secciones se verá que algunas de estas preguntas ya están resueltas para las principales especies causantes de episodios tóxicos en la Ría de Vigo.

2.3. Características Toxinológicas.

La **toxinología** es la ciencia que describe, utilizando herramientas analíticas, la naturaleza química de las toxinas presentes en un organismo. Por el contrario la **toxicología** estudia, mediante bioensayos con organismos vivos o ensayos enzimáticos y celulares, el efecto biológico de estas sustancias en otros organismos. No todas las toxinas de un mismo grupo (PSP, DSP, ASP) tienen el mismo efecto tóxico en los organismos susceptibles de sufrir daños; tampoco se incorporan, transforman y eliminan por los bivalvos con la misma velocidad. Por ello, conocer el perfil (tipo de toxinas) y las causas (genéticas, medioambientales) de la variabilidad del contenido de toxinas (cantidad) por célula es esencial para estimar su posible impacto e incluso predecir cuándo la concentración de toxinas en los moluscos expuestos a un episodio tóxico va a superar el umbral de cierre. En la Tabla 1 se presenta la lista de especies de microalgas de la Ría de Vigo cuya toxicidad ha sido demostrada de forma inequívoca (a partir de cultivos y/o de células aisladas por micromanipulación), así como de las especies ictiotóxicas que pudieran representar un riesgo para los cultivos de peces. Por otro lado, se conocen unos amplios rangos de concentraciones celulares de las microalgas causantes de distintos síndromes, con las cuales se ha detectado presencia de toxinas por encima del nivel de regulación en la Ría de Vigo (Fig. 9)

Uno de los principales objetivos de los expertos dedicados al estudio de las microalgas tóxicas es identificar, de forma inequívoca, los agentes causantes de los episodios tóxicos en una localidad. Esto requiere una serie de pasos o *test de toxicidad* que incluyen:

SINDROME	ESPECIE	TOXINAS
ASP	<i>Pseudo-nitzschia australis</i> <i>Pseudo-nitzschia cathiantha</i>	AD
DSP	<i>Dinophysis acuminata</i> <i>Dinophysis acuta</i> <i>Dinophysis caudata</i> <i>Dinophysis ovum</i>	AO AO, de-AO, DTX2, PTX2, AO, PTX2 AO
YTX	<i>Gonyaulax spinifera</i> <i>Lingulodinium polyedrum</i> <i>Protoceratium reticulatum</i>	YTX
AZP	<i>Protoperidinium crassipes</i>	Azaspirácidos
NSP	<i>Alexandrium ostendfeldii</i>	Espirólidos
PSP	<i>Alexandrium minutum</i> <i>Gymnodinium catenatum</i>	GTX1, GTX2, GTX3, GTX4 dcSTX, C1, C2, C3, C4, GTX5, GTX6
Ictiotoxicidad	<i>Karenia mikimotoi</i> <i>Heterosigma akashiwo</i> <i>Takayama helix</i>	No determinadas

Tabla 1. Listado de las principales especies tóxicas (ASP, DSP, YTX, AZP, NSP, PSP) y especies potencialmente ictiotóxicas presentes en las Rías Baixas y en la Ría de Vigo. En negrita, las especies que han sido confirmadas como responsables de presencia de toxinas de bivalvos en la Ría de Vigo. (AD = Ácido domoico; AO = Ácido Okadaico; de-AO = diol ésteres del AO, DTX = dinophysistoxinas; PTX = pectenotoxinas; YTX = yesotoxinas; GTX = gonyaulatoxinas; AZP = azaspirácidos en bivalvos; NSP = envenenamiento neurotóxico de bivalvos).

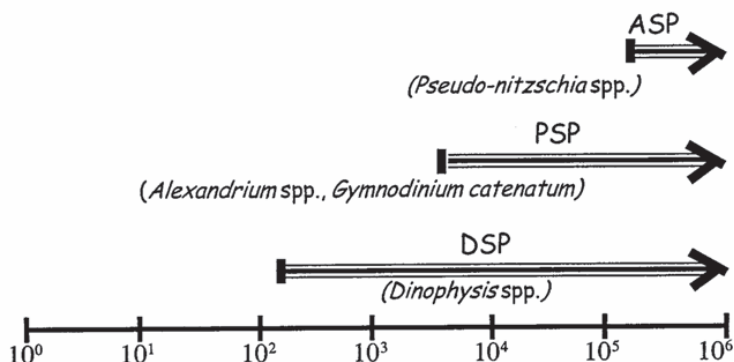


Figura 9. Rango de concentraciones celulares (cél/L) de microalgas planctónicas tóxicas dentro de los cuales se manifiesta la presencia de toxinas en los bivalvos.

- El aislamiento, por micromanipulación, y establecimiento de un cultivo monoalgal de la especie de microalga bajo sospecha;
- La caracterización toxinológica (perfil y contenido de toxinas) y taxonómica de la microalga;

Una vez conseguido un cultivo monoalgal estable de la especie sospechosa, se puede –si es que las contiene– dilucidar la composición de toxinas (la “huella dactilar” en el argot científico) del potencial causante del síndrome tóxico, y comparar su perfil de toxinas con el de las toxinas encontradas en los bivalvos expuestos a la floración tóxica. Sólo cuando las toxinas identificadas en el cultivo de la microalga aislada y cultivada son similares a las encontradas en las poblaciones naturales de fitoplancton en el momento del evento tóxico, y en el molusco expuesto a las mismas, podremos afirmar que la especie bajo sospecha fue el agente causante de la intoxicación de los moluscos. En la Fig. 10 se presenta un esquema del protocolo a seguir para realizar el test de toxicidad.

No siempre es sencillo conseguir establecer cultivos de las microalgas aisladas del medio natural, en especial si se trata de especies mixótrofas cuya fuente de materia orgánica se desconoce. Así, expertos de distintas partes del mundo intentaron durante años, sin éxito, esta-

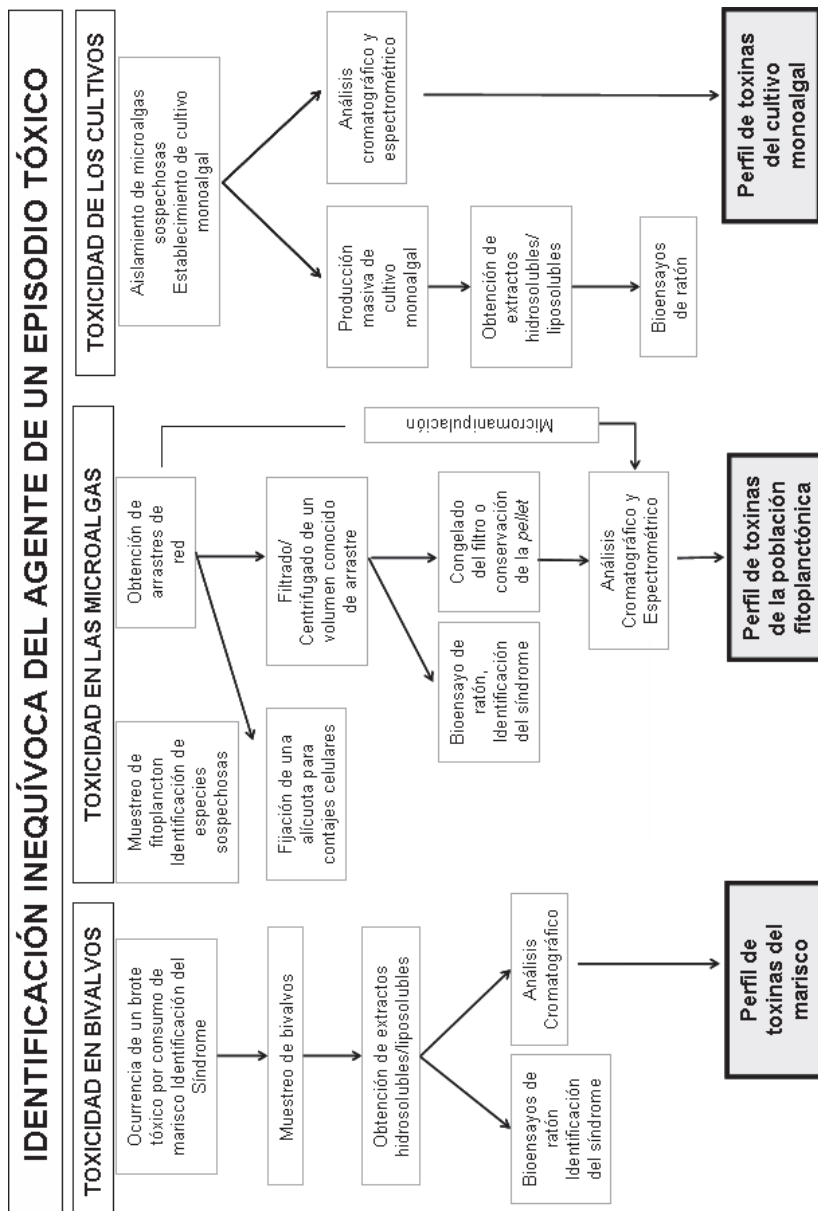


Figura 10. Esquema de los pasos que se deben seguir para identificar de forma inequívoca las especies causantes de brotes tóxicos en una localidad.

blecer cultivos de especies del género *Dinophysis* (agentes de DSP). Recientemente un equipo de Corea consiguió desvelar el misterio y establecer cultivos de *Dinophysis acuminata*: esta dinoflagelada crece con buenas tasas de división cuando se le da de comer una especie de ciliado -*Myrionecta rubra*- al que ataca y perfora con un pedúnculo de alimentación, succionando su contenido celular. Este mecanismo de ataque a la presa se denomina mizocitosis, término que deriva del griego “chupar-contenedor” o vampirismo celular. A su vez *M. rubra*, que posee un endosimbionte fotosintético, requiere adiciones de pequeñas cantidades de pequeños flagelados (criptofíceas) cuando se cultiva con un medio de enriquecimiento convencional (Fig. 11).

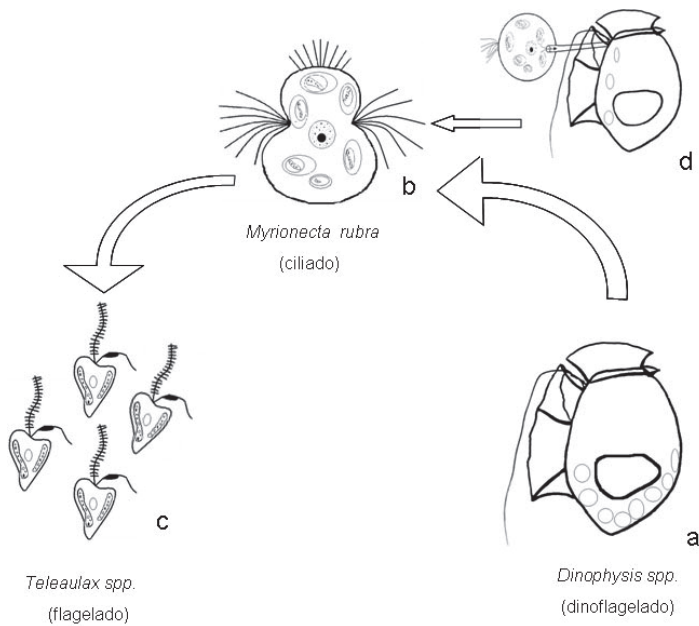


Figura 11. Diagrama de la relación trófica entre (a) los *Dinophysis* mixótrofos y (b) su presa, el ciliado *Myrionecta rubra*, que alberga un endosimbionte obligado con pigmentos de criptofíceas. A su vez *M. rubra*, para crecer en cautividad, requiere aportes de pequeñas cantidades de (c) criptofíceas del género *Teleaulax*. (d) Detalle del mecanismo de fagocitosis de *M. rubra* por *Dinophysis* mediante perforación con un pedúnculo alimenticio y succión de su contenido celular (proceso conocido como mizocitosis).

Cuando no se dispone de cultivos monoalgales de la especie problema, la alternativa consiste en aislar a partir de poblaciones naturales, mediante micromanipulación, un cierto número de ejemplares de la microalga que se quiere analizar. Los avances tecnológicos recientes en los sistemas de análisis químicos, tales como la cromatografía líquida acoplada a espectrómetro de masas (LC-MS), permiten analizar toxinas en muestras formadas por unas pocas células o unas pocas decenas de células. La ventaja de este método es que se obtiene información real del contenido de toxinas en las células del medio natural, el cual puede diferir bastante del observado en células cultivadas en condiciones artificiales de laboratorio.

Los cultivos monoalgales obtenidos a partir de células aisladas de una localidad constituyen la materia prima para futuros experimentos de laboratorio, por lo que se mantienen en colecciones de cultivo o ceparios; las distintas cepas se deben resembrar periódicamente en condiciones controladas de laboratorio, de forma que se disponga siempre de cultivos jóvenes y vigorosos, es decir, de cultivos de células sanas en fase de crecimiento exponencial. Existe una colección de este tipo en el Centro Oceanográfico de Vigo del Instituto Español de Oceanografía (Fig. 12). La colección contiene cepas de distintas especies tóxicas de las Rías Baixas, así como de otras partes de España y del resto del mundo.



Figura 12. Colección de cultivos monoalgales (a) en tubos de ensayo de 30 ml y (b) en matraces de 250 ml (Colección de Cultivos del C.O. de Vigo).

3. REVISIÓN HISTÓRICA DE MAREAS ROJAS Y EPISODIOS DE ALGAS TÓXICAS EN LA RÍA DE VIGO.

La primera cita científica sobre una marea roja –*hemothalassia*– en la Ría de Vigo, de Sobrino-Buhigas, se remonta al año 1918. La especie formadora de las manchas color sangre, *Lingulodinium polyedrum* (entonces nombrada como *Gonyaulax polyedra*) (Fig. 5) es una dinoflagelada formadora de mareas rojas típica de sistemas de afloramiento. Los estudios sobre fitoplancton en la Ría de Vigo parecen interrumpirse hasta la década de los 50, durante la cual el genial ecólogo Ramón Margalef y otros científicos del entonces Instituto de Investigaciones Pesqueras de Vigo, realizaron estudios intensivos del plancton de la ría, con frecuencias de muestreo casi diarias. En esa década, las mareas rojas más frecuentes tenían lugar en verano (junio-septiembre) y las especies implicadas eran dinoflageladas Gonyaulacales – *Lingulodinium polyedrum*, *Gonyaulax spinifera* y *G. diacantha*– y el ciliado *Myrionecta rubra* (entonces nombrado *Mesodinium rubrum*). Curiosamente en la actualidad estos *Gonyaulax* spp. son extremadamente escasos en la Ría de Vigo, si bien las manchas de *M. rubra* siguen siendo una observación habitual en los meses de verano. Por desgracia, los datos de fitoplancton se interrumpen de nuevo hasta la década de los 70, mientras los cultivos de mejillón en bateas, iniciados en la Ría de Arousa en la década de los 40, se iban expandiendo gracias a las condiciones excepcionales de las rías para la maricultura. Esta expansión fue de gran trascendencia socio-económica, ya que suponía una importante fuente adicional de ingresos para una población rural tradicionalmente dedicada a la agricultura y la pesca.

A finales de octubre de 1976 se registró un intenso brote de **Intoxicación Paralizante por Bivalvo (PSP)** entre consumidores europeos (Francia, Italia, Suiza, Alemania, España). Alrededor de 176 personas requirieron atención hospitalaria si bien no hubo que lamentar víctimas mortales. El trazado del origen de los bivalvos causantes de la intoxicación llevó a los epidemiólogos hasta los mejillones de batea exportados desde las Rías Baixas. Muestras enviadas a Barcelona, al menos una semana después de la detección de los pri-

meros casos, revelaron la presencia de una dinoflagelada desnuda formadora de cadenas, posteriormente identificado como *Gymnodinium catenatum* (Fig. 3), especie previamente citada en la costa Pacífica de México. Esta dinoflagelada se convirtió en el primer sospechoso de ser el agente causante del evento tóxico; análisis posteriores de cultivos de *G. catenatum* establecidos a partir de cepas aisladas de la Ría de Vigo, y de mejillones expuestos a sus floraciones confirmaron que *G. catenatum* era una especie productora de toxinas de la familia de la saxitoxina, o toxinas paralizantes del grupo PSP, y que el perfil de toxinas analizado en los mejillones era comparable con el de *G. catenatum*. Las toxinas PSP y sus efectos en los consumidores habían sido descritos desde la década de los 30 en la costa Pacífica y Atlántica de Norteamérica, donde se desarrolló el primer bioensayo de ratón para los controles sanitarios de bivalvos.

El evento tóxico de 1976 puso en entredicho la credibilidad del floreciente sector mejillonero gallego e hizo temer por el cese de las crecientes exportaciones a países europeos. Las autoridades sanitarias y pesqueras reaccionaron con rapidez, y a partir de 1977 se establecieron sendos programas de seguimiento (*monitoring*) de presencia de toxinas PSP en los bivalvos por bioensayo de ratón (Delegación de Sanidad en Galicia) y de fitoplancton potencialmente tóxico en las zonas de producción (Instituto Español de Oceanografía).

Tras una aparición esporádica en 1981, *G. catenatum* reapareció en las rías en 1985. A partir de ese año, los episodios otoñales de PSP causados por esta dinoflagelada se volvieron crónicos hasta 1995, año que marcó el inicio de otro período de ausencia, hasta el 2005, de episodios de PSP causados por *G. catenatum*, si bien se siguió detectando la presencia esporádica de algunas cadenas a finales de verano. Hay que señalar que no existen citas históricas sobre intoxicaciones de tipo PSP en Galicia anteriores al evento de 1976, si bien hay citas de investigadores portugueses, en la década de los 50, sobre intoxicaciones con características similares por consumo de berberechos en Portugal. No obstante, las cadenas de *G. catenatum* difícilmente habrían pasado inadvertidas ante el escrutinio de los frecuentes muestreos del Prof. Margalef y colaboradores en la Ría de Vigo en la misma década, o a las observaciones de eminentes planctólogos del país hermano.

Se barajaron distintas hipótesis para explicar la aparición aparentemente repentina de *G. catenatum* en la década de los 70: a) *G. catenatum* no proliferaba en las rías antes de 1976, pero existían poblaciones residuales “fugitivas”, no formadoras de cadenas y por tanto, difíciles de identificar; b) La especie presentaba un rango de distribución distinto, y su límite norte no alcanzaba a las rías; c) Se empleaban métodos de muestreo distintos (redes de apertura de malla más grande) y fijadores más abrasivos (formol sin neutralizar) que pudieron deformar las delicadas cadenas desnudas de este especie; d) Se trataba de una especie introducida (alóctona).

Sin embargo, no hay que olvidar que *G. catenatum* se detecta todos los años en las costas de Málaga y de Marruecos, ribereñas del Mar de Alborán, desde que se iniciaron programas de seguimiento en esa región. Recientemente, estudios de registros de fósiles en sedimentos marinos cerca de Lisboa revelaron la presencia de quistes de *G. catenatum* (Fig. 3) que databan de principios del siglo XX.

En el otoño de 1981 se registró un nuevo brote tóxico por consumo de mejillón gallego, con síntomas similares a una gastroenteritis, que afectó a cerca de 5000 personas en la costa levantina española. Los análisis bacteriológicos descartaron que se tratara de una infección de origen bacteriano. Por analogía con episodios similares acaecidos en Holanda y en Japón, se asumió que el brote tóxico de 1981, así como otros de origen desconocido ocurridos por consumo de mejillón depurado a finales de los 70, eran episodios de **Intoxicación Diarreica por Bivalvo (DSP)**, causados por bivalvos expuestos a poblaciones de dinoflageladas del género *Dinophysis* (Fig. 4). Bastaban unos pocos cientos de células de *Dinophysis* por litro, embebidos en comunidades planctónicas dominadas por otras especies de diatomeas o dinoflageladas, para que los mejillones adquirieran niveles indeseables de toxina diarreica. Lo anterior explica que el síndrome de intoxicación diarreica, posiblemente presente en la Ría de Vigo desde tiempos inmemoriales, se confundiera fácilmente con intoxicaciones bacterianas, y el por qué se achacó erróneamente el origen de las toxinas a otras especies, tales como el inofensivo *Procentrum micans*, que coincidían, en concentraciones mucho más elevadas, con las moderadas proliferaciones (10^2 - 10^5 cel/l) de *Di-*

nophysis. A partir de 1982 se añadió el bioensayo de ratón para detección de toxinas lipofílicas a los controles ya existentes de toxina paralizante en Galicia.

En mayo de 1984, tras un período de abundantes lluvias, se observó una marea roja y presencia de toxinas PSP en los mejillones de la Ría de Ares-Betanzos. Las manchas se debían a elevadas concentraciones (10^7 cel/l) de *Alexandrium minutum* (Fig. 3)(erróneamente identificado, como *Gonyaulax tamarensis*). Se trataba, pues, de la primera cita para Galicia de un nuevo tipo de intoxicación PSP causada por otra dinoflagelada, con perfil de toxinas distinto que el de *G. catenatum*, y que proliferaba bajo distintas condiciones ambientales y época del año. *A. minutum* fue observado en años posteriores, en concentraciones moderadas ($1-5 \cdot 10^4$ cel/l), en distintos puntos de la Ría de Vigo, donde fue responsable de episodios de presencia de toxinas PSP muy moderados y de corta duración. En años posteriores se ha confirmado que las poblaciones de esta especie y/o sus quistes de resistencia son miembros permanentes de la flora planctónica de la Bahía de Baiona, en especial en las zonas de agua más salobre influenciadas por la desembocadura del Río Miñor. Es posible que esta especie haya estado siempre allí, pero no se supo de su existencia hasta que el INTECMAR, que expandió enormemente el programa de seguimiento en la década de los 90, estableció nuevos puntos de control de fitoplancton y de biotoxinas en bivalvos infaunales de esta parte de la Ría de Vigo.

En 1987 se describió un nuevo síndrome tóxico, el **Envenenamiento Amnésico por Bivalvo (ASP)** en la Isla del Príncipe Eduardo en el costa este de Canadá. Por primera vez un síndrome tóxico, que causaba síntomas en el cerebro de las víctimas parecidos a los de la enfermedad de Alzheimer, fue asociado a proliferaciones de diatomeas. Se trataba de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*, abundantes y frecuentes en todos los mares templados y especialmente en zonas de afloramiento. Además, en la misma muestra aparecían distintas especies de *Pseudo-nitzschia*, unas tóxicas y otras inocuas, imposibles de distinguir con los métodos habituales de microscopía óptica. La identificación precisa a nivel de especie requería preparaciones para limpieza de las frústulas y exámenes posterior-

res al microscopio electrónico. En 1994 tuvo lugar la primera cita de presencia de toxinas amnésicas (ASP, ácido domoico) en mejillones de las Rías Baixas. En 1995 se asoció la presencia de toxinas ASP en mejillones con una floración (450000 cel/l) de *Pseudo-nitzschia australis* (Fig. 4). Trabajos posteriores de aislamiento, cultivo y análisis de distintas especies del género procedentes de las rías demostraron que *P. australis* era el principal agente causante de la acumulación de toxinas ASP en los bivalvos. El estudio de las *Pseudo-nitzschia* spp. y de sus toxinas (que debían ser determinadas, por imperativo técnico y legal, mediante análisis cromatográfico) supuso una nueva preocupación y trabajo adicional para el cada vez más intenso programa de seguimiento de fitoplancton y biotoxinas. En los trabajos antiguos de fitoplancton de Galicia, las especies de este género aparecen citadas como *Nitzschia seriata* o *Nitzschia delicatissima*.

La Ría de Vigo ha sido escenario, en años excepcionales, de densas floraciones de **microalgas ictiotóxicas**, tales como la rafidofícea *Heterosigma akashiwo* (Fig. 7), temidas por los salmoneros canadienses y chilenos, y de la dinoflagelada desnuda *Karenia mikimotoi*, causante de mortandades de invertebrados y peces en Bretaña, Irlanda y Reino Unido. Curiosamente, las floraciones de estas especies que tuvieron lugar en la Ría de Vigo no causaron ningún daño aparente en los cultivos de mejillón. En cuanto a los cultivos de peces, ya sea porque se trata de una práctica incipiente en la ría, ya sea por dificultades en los cauces de comunicación con este sector, lo cierto es que no trascendió que estas proliferaciones hubieran causado daño alguno en los peces cultivados en la ría.

Desde finales de la década de 1970 hasta la fecha se han podido detectar en la Ría de Vigo, entre finales de verano y principios de otoño, manchas de dinoflageladas no tóxicas -tales como *Ceratium furca*, *Gonyaulax polygramma* y *Noctiluca scintillans*- y del ciliado *Myrionecta rubra*. Tal como se dijo anteriormente, estas manchas de especies no tóxicas no conllevan problemas asociados a excesos de biomasa fitoplanctónica gracias a la dinámica de circulación de la Ría de Vigo.

A pesar de las interrupciones en los muestreos de fitoplancton entre los años 50 y 70, es obvio, en la revisión histórica anterior, que

las especies formadoras de manchas en años recientes no coinciden con aquéllas que lo hacían en la década de los 50. Así, *Lingulodinium polyedrum*, la principal formadora de mareas rojas durante los muestreos del Prof. Margalef en la década de los 50, es hoy una especie sumamente escasa en la Ría de Vigo.

4. PROGRAMA DE SEGUIMIENTO Y CONTROL DE LAS FLORACIONES DE MICROALGAS TÓXICAS EN LA RÍA DE VIGO

La aparición de microalgas tóxicas y su proliferación constituye un fenómeno natural, difícil de controlar. No obstante, se pueden prevenir sus efectos en la salud pública y mitigar su impacto en la explotación de recursos marisqueros y cultivos a través de programas de vigilancia o *monitoring* de la presencia de especies de microalgas potencialmente tóxicas en el mar, y de los niveles de sus toxinas en los bivalvos comerciales.

De acuerdo con la normativa vigente de aplicación, tanto a nivel Europeo, como Nacional, o en la legislación Autonómica Gallega, las autoridades públicas están obligadas a establecer programas que garanticen la salubridad de los productos marisqueros y que eviten la extracción y venta de los productos no aptos para el consumo humano. El cumplimiento estricto de los Reglamentos Europeos, requiere el establecimiento de análisis periódicos de fitoplancton potencialmente tóxico en el agua y sus ficotoxinas, contaminantes químicos (metales pesados y organoclorados) y bacterias patógenas en los bivalvos de acuerdo con métodos estandarizados. En España, el desarrollo de estos programas de control es responsabilidad de los gobiernos de las Comunidades Autónomas.

En Galicia están regulados tanto el control sanitario de la producción, transporte, manipulación y venta de moluscos bivalvos vivos como el sistema de control de presencia de ficotoxinas marinas en los moluscos bivalvos y las condiciones para la autorización o prohibición de la extracción y puesta en el mercado de estos organismos. La importancia social y económica del sector miticultor hizo que se publicase legislación autonómica en relación con el

control de las toxinas amnésicas en Galicia antes que en el resto de Europa.

El sistema de control de presencia de ficotoxinas en las zonas de producción se basa, fundamentalmente, en la gestión de los denominados “Planes de Actuación” en los cuales se establecen los criterios de actuación y la sistemática analítica a seguir, mediante el estudio combinado de la evolución de las condiciones oceanográficas y meteorológicas, de las poblaciones fitoplanctónicas y de la acumulación de ficotoxinas en los moluscos. Este sistema de control se caracteriza por:

- Actuación sobre unidades de producción de reducido tamaño; en el caso del mejillón cultivado en batea, los denominados polígonos de bateas.
- Elevada frecuencia de muestreo, pudiendo llegar a ser diaria en una misma zona si la situación así lo recomienda.
- Cobertura de toda la costa de Galicia y de todas las especies de moluscos y otros organismos marinos sometidas a explotación comercial.

Desde 1992, el seguimiento del fitoplancton potencialmente tóxico y de las ficotoxinas en Galicia se lleva a cabo en el INTECMAR (Instituto Tecnológico para el Control del Medio Marino de Galicia, antes CCMM), centro dependiente de la Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos. Cuando los bioensayos con ratones o los análisis químicos estándar detectan presencia de toxinas en los bivalvos por encima de los límites permitidos (nivel de regulación), se prohíbe la extracción del producto afectado.

Dada la importancia socio-económica del cultivo de mejillón y otros bivalvos en Galicia, el gobierno de la Xunta de Galicia no ha escatimado recursos para asegurar la credibilidad y la producción del sector marisquero. Si al INTECMAR añadimos los grupos de investigación en el Centro de Investigaciones Marinas de Corón, los dos centros del Instituto Español de Oceanografía en Vigo y A Coruña, el Instituto de Investigaciones Marinas del CSIC de Vigo, y las Universidades de Vigo, A Coruña y Santiago, así como las actividades del Laboratorio Comunitario de Referencia en Biotoxinas de Vigo, la Asociación Nacional de Fabricantes de Conservas (ANFACO-

CECOPESCA), el Instituto de Acuicultura en Santiago, el Consello Regulador do Mexillón y las Asociaciones de Productores, podremos asegurar, sin temor a equivocarnos, que las Rías Baixas constituyen la región costera más intensamente muestreada y mejor controlada del mundo en lo que a fitoplancton tóxico y ficotoxinas se refiere.

La Figura 13 muestra las estaciones de muestreo semanal de fitoplancton y condiciones oceanográficas analizadas por el INTECMAR,

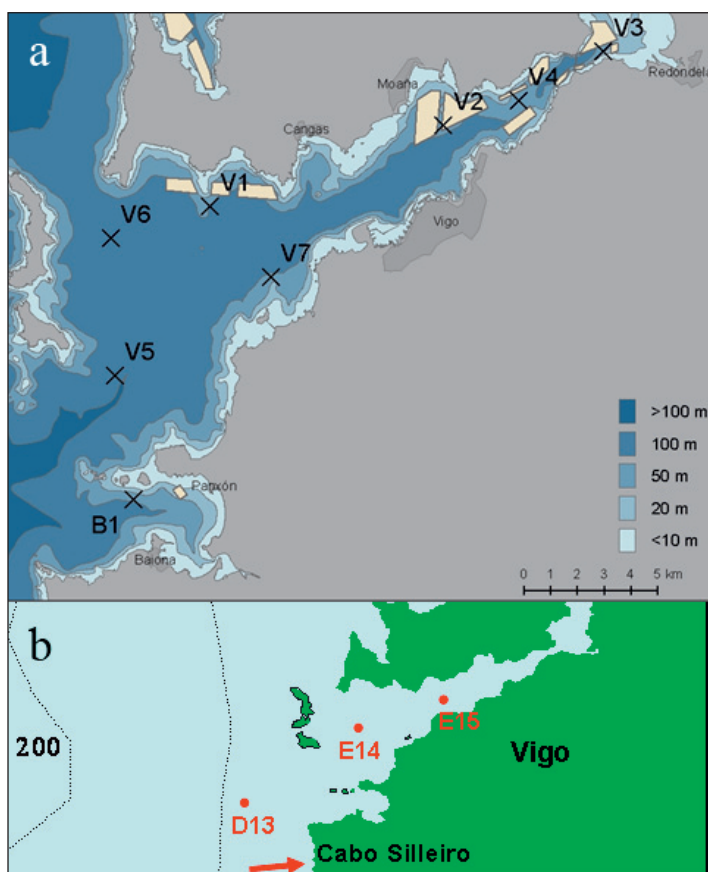


Figura 13. (a) Mapa de la Ría de Vigo con los polígonos de bateas de mejillón (polígonos color beige) y las estaciones semanales de muestreo (V1 a V7 y B1) del INTECMAR. (b) Estaciones mensuales del proyecto Radiales-Vigo del IEO.

así como las muestreadas mensualmente por el proyecto Radiales-Vigo. El muestreo básico en cada estación incluye: a) medidas de la distribución vertical de la temperatura, salinidad, fluorescencia de pigmentos fotosintéticos y penetración de la luz mediante una sonda CTD (*Conductivity, Temperature, Depth*; b) muestras de agua para análisis de clorofilas; c) un arrastre vertical con red de plancton para análisis cualitativo *in vivo* del fitoplancton; d) Muestra integrada de la columna de agua (manguera) para análisis cuantitativo de fitoplancton (Fig. 14). Los resultados de los análisis semanales se diseminan a través de la página web del INTECMAR (www.intecmar.org).



Figura 14. Material de muestreo: (a) CTD; (b) Botella oceanográfica tipo Niskin; (c) Recogida de muestras en el laboratorio húmedo y (d) manga de plancton. Fotos realizadas a bordo del B/O Jose M^a Navaz.

En contra de lo que a veces piensa la gente, las ficotoxinas de los bivalvos no se eliminan con la depuración (que simplemente elimina bacterias y virus del aparato digestivo de los bivalvos), ni con la cocción. Es importante, pues, que los consumidores compren productos controlados, en establecimientos autorizados, con las correspondientes etiquetas en las mallas de envasado que así lo atestigüen. En Galicia, además, se realizan controles adicionales de ficotoxinas de los productos que salen de las depuradoras (por si hubiera salido una partida de marisco tóxico justo antes de prohibirse la extracción) y del producto que se destina a conservas.

A pesar del elevado nivel de dotación que hay en la Ría en cuanto a infraestructuras y recursos de investigación, queda mucho por hacer sobre la investigación de episodios tóxicos de origen fitoplanctónico. Quedan muchas preguntas pendientes y cada día se plantean nuevos retos por una sociedad cada vez más exigente en lo que se refiere al control sanitario y al acceso a la información.

5. SUCESION ANUAL DE ESPECIES TOXICAS EN LA RIA DE VIGO

Sobre la base de más de 20 años de programas de seguimiento y proyectos de investigación de microalgas tóxicas en la Ría de Vigo, es posible presentar un patrón promedio de variación estacional, con las épocas/condiciones de mayor riesgo de aparición de eventos tóxicos/nocivos causados por las distintas especies implicadas (Fig. 15). Todo ello sin olvidar que la variación interanual de las poblaciones planctónicas es muy elevada y que cada año es único.

Células aisladas de algunas especies productoras de toxinas DSP, tales como la dinoflagelada *Dinophysis acuminata*, se pueden detectar prácticamente todo el año en la Ría de Vigo si se utilizan técnicas de muestreo selectivas y se filtra un volumen suficientemente grande de agua. En el caso de otras especies, tales como la dinoflagelada *Alexandrium minutum* (toxinas PSP) en la Bahía de Baiona, es posible detectar un stock de quistes de resistencia (semillas) viables en los sedimentos dispuestos a germinar cada año cuando las condiciones ambientales son propicias para impulsar la transición de semilla

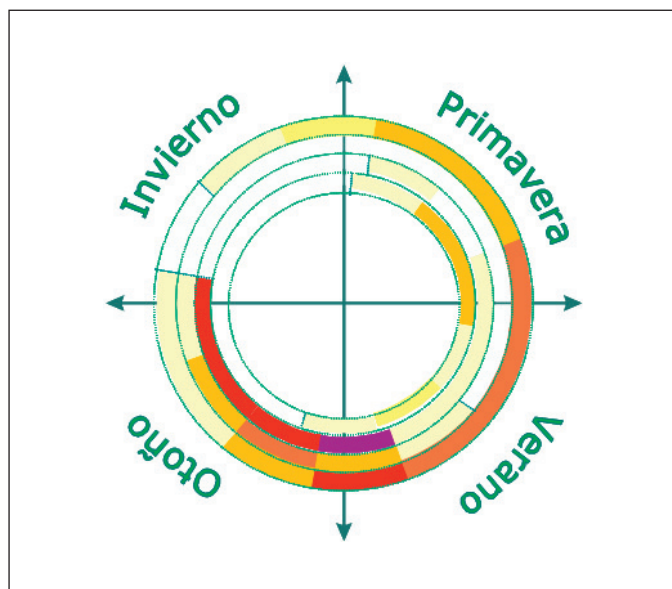


Figura 15. Cronograma de períodos de riesgo de proliferaciones de dinoflagelados tóxicos en la Ría de Vigo. Las especies representadas son, desde fuera hacia dentro: *D. acuminata*, *D. acuta*, *G. catenatum* y *A. minutum*. Los colores más oscuros indican las concentraciones celulares máximas.

a fase móvil o forma libre en el plancton. En el caso de otras especies, con apariciones más estacionales, no está claro si el inóculo o población inicial se forma a partir de la germinación de esporas/quistes depositados en sedimentos dentro de la ría, o si procede de poblaciones ya establecidas en la plataforma que son inyectadas o empujadas al interior de la ría por las corrientes. La solución de esta pregunta clave es uno de los principales quebraderos de cabeza para los expertos en FAN.

El fitoplancton en los meses de invierno (diciembre a febrero) es muy escaso, por lo que esta época del año es la más tranquila y libre de riesgos, en lo que a presencia de especies de fitoplancton potencialmente tóxicas se refiere. No obstante, hay que resaltar que en años con episodios PSP (causados por *Gymnodinium catenatum*) y/o DSP (causados por *Dinophysis acuta*) muy intensos en otoño (hasta mediados de diciembre), los bivalvos adquieren unas concen-

traciones tan elevadas de toxina, que tardan meses en eliminarla, y la detección de concentraciones por encima del nivel de regulación, y por lo tanto los cierres de extracción, pueden durar hasta la primavera (marzo) aún en ausencia de las especies causantes en el plancton. En estas circunstancias, la propia escasez de plancton contribuye a que los bivalvos, con poco alimento disponible, requieran más tiempo para metabolizar las toxinas.

Las concentraciones celulares de *Dinophysis acuminata*, que en los meses de invierno eran inferiores a los límites de detección de los análisis cuantitativos habituales (40 cel/l), comienzan a ascender paulatinamente a partir de marzo, tanto más rápido cuanto antes se intensifique la radiación solar y se establezca una moderada estratificación termohalina. Así pues, el comienzo del incremento numérico de esta especie, coincide con las grandes diatomeas de la floración primaveral, los primeros pulsos de afloramiento y la estratificación aún débil de la columna de agua (descritos como sucesión planctónica en el capítulo 4). No obstante, los perfiles de alta resolución revelan que su distribución vertical es muy heterogénea. El máximo celular de *Dinophysis* se observa con frecuencia en las profundidades donde el gradiente de densidad (σ_t) es máximo, es decir, en la picnoclina o zona intermedia en el modelo de circulación en tres capas descrito en el capítulo 2. La Figura 16 muestra una gráfica de distribución vertical de *D. acuminata* y parámetros físicos en un perfil tomado en una estación de la Ría de Vigo en 2005.

En la sucesión fitoplanctónica global de la ría, interrumpida y reiniciada por los pulsos intermitentes de afloramiento y hundimiento, las grandes diatomeas céntricas de principios de primavera son sucedidas por diatomeas lanceoladas (pennadas), mejor adaptadas a columnas de agua más estables, y es entonces (abril-mayo) cuando surgen las proliferaciones de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia*, entre las que se encuentra *P. australis*, productora de toxinas de tipo amnésico, y los primeros cierres de extracción de bivalvos por presencia de niveles de toxinas ASP no aptos para el consumo humano. Mientras, las concentraciones de *D. acuminata* han continuado en ascenso, y cuando llegan a un nivel crítico de uno o varios miles de células por litro surgen los primeros eventos de toxinas DSP. La épo-

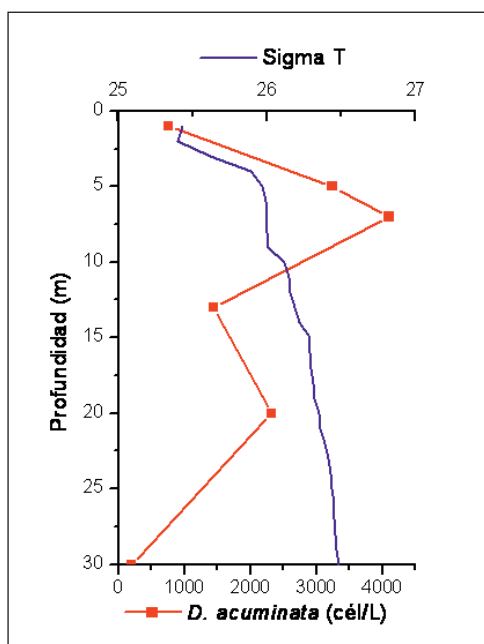


Figura 16. Perfil de la distribución vertical de *Dinophysis acuminata* (cél/L) respecto a la densidad (sigma T) del agua de mar.

ca más probable de aparición del primer máximo anual de *D. acuminata* es 2-3 semanas antes o después del solsticio de verano. Así pues, los episodios de toxinas DSP causados por *D. acuminata* suceden en el tiempo a los de ASP causados por *Pseudo-nitzschia* spp, y puede haber períodos de solapamiento de ambos. A partir del primer máximo anual de *D. acuminata*, esta especie puede perdurar en la ría, presentando una serie de altibajos, hasta el otoño. Esto se traduce en riesgo de cierres intermitentes de extracción de bivalvos entre mayo y octubre. La Figura 17 muestra el ciclo anual de distribución de *D. acuminata* en 2002, año en que ésta fue la especie dominante de *Dinophysis* que causó episodios tóxicos DSP, en una estación de la Ría de Vigo.

Las dinoflageladas del microplancton, con capacidad de natación y de desplazamiento vertical a profundidades favorables para

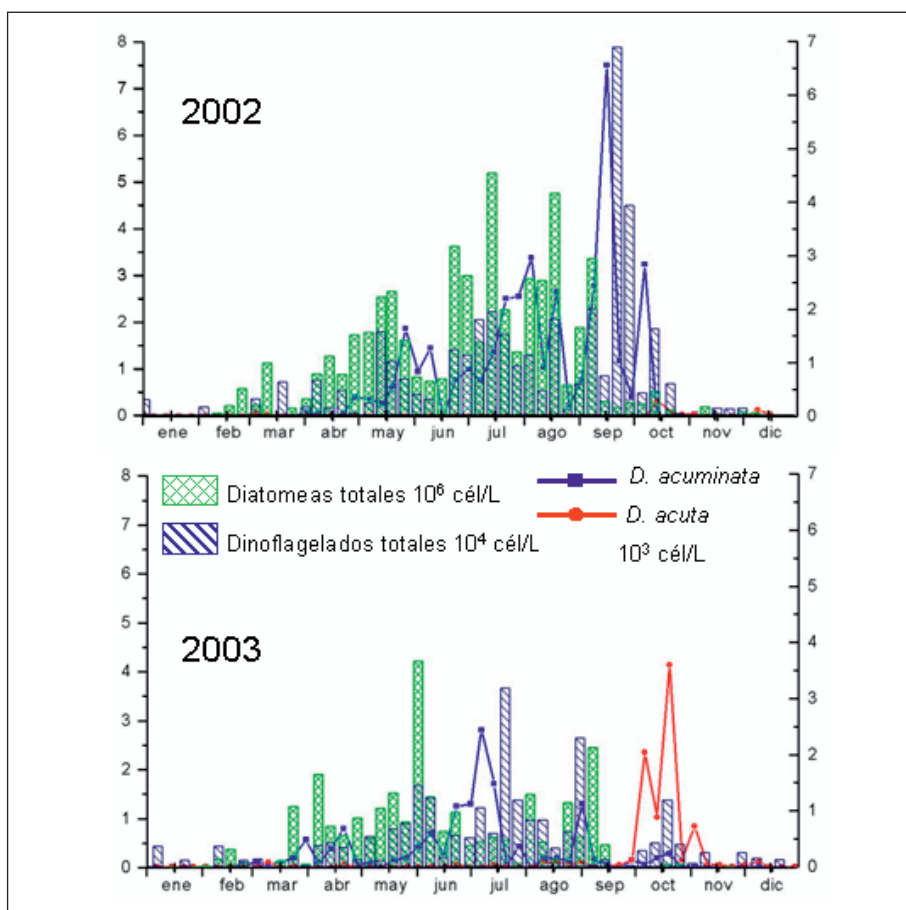


Figura 17. Distribución anual de los 2 grupos más importantes del fitoplancton en la Ría de Vigo (diatomeas y dinoflagelados) y de las especies tóxicas *D. acuminata* y *D. acuta* durante los años 2002 y 2003.

su crecimiento, encuentran su escenario óptimo en las columnas de agua estratificadas. No obstante, cada especie tiene sus preferencias específicas de gradientes de densidad, temperatura, salinidad, cantidad y calidad de luz, etc. que determinarán por qué prolifera en un lugar y momento determinados.

La estratificación de finales de primavera – principios de verano, de la capa superficial de agua en la Ría de Vigo, está causada por diferencias de temperatura y salinidad que resultan del equilibrio entre insolación, lluvias e intensidad de los pulsos de afloramiento. La estratificación de verano, fundamentalmente térmica, es mucho más estable. En años con veranos muy cálidos y afloramiento moderado en la Ría de Vigo, la temperatura del agua superficial puede superar los 20° C, y la termoclina, o capa de discontinuidad térmica, se sitúa por debajo de los 10m. Durante estos veranos “meridionales”, se observa un declive temprano, en el mes de agosto, de *D. acuminata*, que es reemplazada por *Dinophysis acuta* y *Dinophysis caudata*, especies más grandes y aplanadas del mismo género, y también productoras de toxinas diarreicas, aunque su perfil de toxinas es distinto y más complejo. Estas *Dinophysis* spp., junto con otras especies del género *Ceratium* (*C. furca*, *C. fusus*, *C. massiliense*) forman parte de una comunidad de grandes dinoflageladas, que alcanzan su máximo a finales de verano, época en la que pueden empezar a detectarse las primeras cadenas del temible *Gymnodinium catenatum*, productor de toxinas paralizantes. Las Figuras 17 y 18 muestran una comparación de la distribución de *D. acuminata* y *D. acuta* entre los años 2002 (verano fresco, patrón de afloramiento normal) y 2003 (verano muy cálido, afloramiento muy atenuado), dos años con condiciones oceanográficas muy distintas.

Por último, cuando llegan los vientos predominantes del sur y los temporales de principios de otoño, y tiene lugar la transición estacional de afloramiento a hundimiento, nos encontramos en la época de mayor riesgo de los episodios anuales más intensos, tanto de toxinas DSP como PSP. El cambio de circulación positiva (salida de agua en superficie) a negativa (entrada de agua en superficie), produce pulsos de hundimiento. Las diatomeas y los pequeños flagelados no son capaces de contrarrestar la fuerza de las corrientes convergentes y son desplazados hacia abajo o incluso trasladados hacia fuera de la ría por la corriente saliente del fondo. En estas circunstancias, las grandes dinoflageladas, entre las que se encuentran las *Dinophysis* spp. y *G. catenatum*, son capaces de resistir el movimiento descendente del agua merced a su capacidad de natación, y

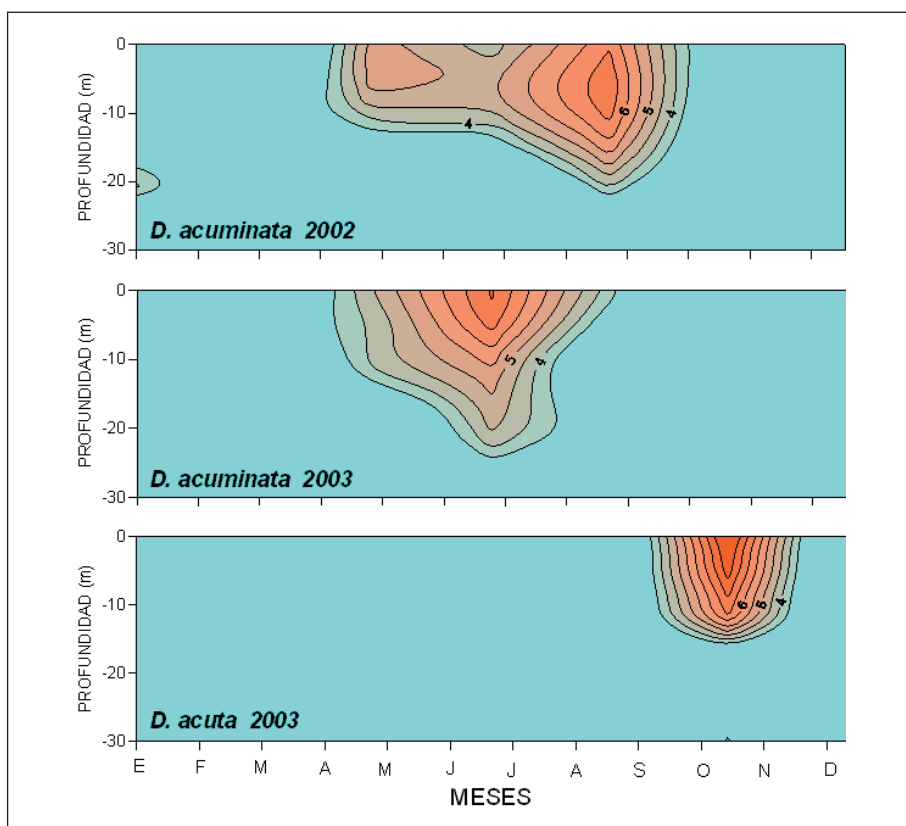


Figura 18. Comparación de la distribución anual de *D. acuminata* y *D. acuta* durante los años 2002 (arriba) y 2003 (centro y abajo).

se mantienen agregados en la capa superficial de agua de la ría. Así pues, los pulsos de hundimiento funcionan como un filtro inverso, que empuja las poblaciones de fitoplancton superficial de la plataforma costera, más abundantes en dinoflageladas, al interior de la ría, desplaza de la columna de agua a diatomeas y pequeños flagelados -seleccionando a las grandes dinoflageladas- y tapona la salida de agua de la ría por superficie. En algunos años, esta comunidad de transición de otoño puede estar dominada por *Dinophysis* spp., por

G. catenatum, o por ambos –tal como ocurrió en el 2005– con lo cual los efectos, en lo que a incorporación de toxinas por los bivalvos se refiere, son devastadores.

Los procesos descritos en el párrafo anterior, que tienen lugar en la transición de afloramiento a relajación y hundimiento, no son exclusivos de otoño. Aunque con menor intensidad y con carácter reversible, se pueden observar siempre entre dos pulsos de afloramiento consecutivos durante la estación de afloramiento. Así pues, podemos asegurar que, en lo que a floraciones de dinoflageladas tóxicas se refiere, la transición de afloramiento a hundimiento siempre constituye un factor de riesgo de iniciación o intensificación de episodios de presencia de toxinas diarreicas y/o paralizantes.

Mención aparte merece la pequeña dinoflagelada *Alexandrium minutum*, productora de toxinas paralizantes. Sus proliferaciones, de muy corta duración y puntuales en el tiempo (entre mayo y septiembre) aparecen restringidas a la zona de desembocadura del Río Miñor en la Bahía de Baiona. Se trata, pues, de una especie estuárica residente -que germina, crece y decae *in situ*- que se beneficia de los aportes de agua dulce y que no aparece influenciada, como las anteriores, por los intercambios ría-plataforma. Tan sólo en años excepcionales con elevados aportes de lluvia en primavera-verano, tales como 1987 y 2000, proliferó en las partes internas y medias de la Ría de Vigo, y causó cierres de muy corta duración por presencia de niveles bajos (ligeramente superiores al nivel de regulación) de toxinas PSP en los mejillones. Esta misma especie puede llegar a formar auténticas mareas rojas ($> 10^6$ cel/l) en zonas estuáricas y semi-confinadas de la costa norte gallega, tales como la Ría de Ares-Betanzos y el estuario de Foz (costa lucense).

6. DINAMICA DE POBLACIONES DE MICROALGAS TOXICAS

La **dinámica de poblaciones** de microalgas estudia los cambios que experimentan las poblaciones de las distintas especies en el espacio y el tiempo, así como los factores que determinan estos cambios.

Podemos considerar que la población de una especie concreta se desarrolla siguiendo una serie de etapas similares a las que se observan en un cultivo de laboratorio:

1. Inicio o fase de latencia
2. Crecimiento exponencial
3. Fase estacionaria
4. Fase de descenso exponencial

El inicio requiere la existencia de un inóculo o semilla, que pueden ser esporas o quistes -que se encontraban en el sedimento y germinan en respuesta a estímulos específicos- o pueden ser poblaciones vegetativas quiescentes (aletargadas) que se activan y empiezan a dividirse. En la fase exponencial, los organismos se dividen con rapidez (varias divisiones al día las diatomeas; una los dinoflagelados) hasta llegar a un máximo de concentración celular a partir del cual el crecimiento se estanca (fase estacionaria) y la tasa de mortalidad es mayor que la de división, con lo que la población entra en declive. No obstante, las poblaciones naturales son multispecíficas, las distintas especies interaccionan entre sí, y los factores hidrodinámicos contribuyen a acumular o a dispersar las poblaciones.

Una forma sencilla de expresar los factores que controlan el tamaño de una población es mediante la ecuación:

$$N = C + A - P - D - S$$

donde N = biomasa o concentración de células por unidad de volumen ; C = crecimiento; A = acumulación; P = pastado; D = dispersión; S = sedimentación.

El crecimiento del fitoplancton se debe a la división binaria de las células vegetativas haploides (crecimiento vegetativo), pero también al reclutamiento de nuevas células por germinación de los quistes o auxosporas diploides de origen sexual (germinación). La acumulación (A) de fitoplancton en la Ría de Vigo es propiciada por los vientos de componente sur, que causan un apilamiento de las poblaciones de plataforma hacia dentro de las rías (advección) y bloquean

la salida de células por superficie. Pero además, la acumulación puede deberse a causas puramente biológicas cuando las microalgas, al igual que las nubes de insectos, se agregan en capas concretas de la columna de agua con fines nutricionales o reproductores. La selección de dinoflagelados nadadoras durante los episodios de hundimiento sería un ejemplo de acumulación por interacciones físico-biológicas. La dispersión (D) física del fitoplancton en la Ría de Vigo puede ser promovida por exceso de turbulencia, mareas vivas y pulsos de afloramiento intensos.

El pastado (P) o *grazing* representa las pérdidas por consumo del zooplancton y otros herbívoros. Obviamente, en el interior de la Ría de Vigo la filtración del fitoplancton por los mejillones puede ser mucho más importante, numéricamente, que la efectuada por el zooplancton herbívoro. Por último la sedimentación (S) puede ser activa, debida a la formación de quistes/espores o procesos apoptóticos (suicidio celular), o pasiva, por muerte natural (envejecimiento) de las microalgas o por infecciones patógenas (virus, bacterias, otros parásitos).

Tras todo lo expuesto, es fácil imaginar que los estudios de dinámica de poblaciones de microalgas se deben abordar de forma multidisciplinar con expertos físicos, químicos, modelizadores matemáticos y biólogos. Los modelos hidrodinámicos simularán los movimientos de las masas de agua bajo distintos forzamientos físicos. Los biólogos deben conocer el comportamiento de las especies problema, es decir, cómo responden al ambiente hidrodinámico, y convencer a los físicos de que el fitoplancton no se puede modelizar como si de partículas flotando en el agua se tratara.

La estimación de tasas de procesos biológicos en el medio natural es compleja. Los experimentos de laboratorio suministran valiosas informaciones sobre la fisiología y el ciclo vital de las especies, pero hay que ser muy precavidos a la hora de extrapolar estos resultados a lo que acontece en el campo. Uno de los procesos más difíciles de parametrizar es el de la iniciación de una población de dinoflagelados a partir de quistes en el sedimento por las siguientes causas:

- La información de que existe una elevada concentración de quistes de una especie en el sedimento no es relevante si no va

acompañada de información sobre la viabilidad o capacidad de germinar de esos quistes. Es decir, podemos tener un banco de quistes no viables equivalente a un sobre de semillas que han pasado la fecha de caducidad; o dicho con otras palabras, el banco de quistes podría estar en una zona de deposición de sedimentos, y más que un banco de semilla tendríamos un “cementerio” de especímenes no viables.

- La transición de quiste a fase móvil es muy difícil de trazar y además, puede tener lugar en zonas poco accesibles y/o no muestreadas habitualmente.
- La célula recién germinada de los quistes (planomeiocio) es muy difícil de distinguir de las células vegetativas.
- Es preciso estudiar, especie por especie, cual es la estrategia de reproducción empleada. Aunque todas las especies sean capaces de reproducirse sexualmente y formar auxosporas/quistes, a muchas les puede resultar más rentable la propagación vegetativa (no sexual) a partir de células invernantes que quedan dispersas en el plancton de invierno, o agrupadas en zonas de retención (zonas con hidrodinámica ralentizada).

La resolución de estas incertidumbres requiere el desarrollo de proyectos de investigación muy orientados a la dinámica de poblaciones de especies “diana”, que cuantifiquen los distintos estadios de su ciclo vital y asocien estos cambios con las variables ambientales. Para ello sería imprescindible el uso de trampas de sedimentos y de células germinadas, marcadores moleculares, microscopía de epifluorescencia, citometría de flujo y otras sofisticadas técnicas si los distintos estadios son indistinguibles morfológicamente y deben separarse sobre la base de la cantidad de material nuclear (células haploides o diploides), moléculas asociadas al aparato flagelar (células sexuales biflageladas), etc.

7. PROBLEMAS PENDIENTES Y PERSPECTIVAS FUTURAS

7.1. *Identificación taxonómica y automatización de los contajes*

Ya se ha visto en apartados anteriores que la identificación a nivel de especie de diatomeas del género *Pseudo-nitzschia* requiere laboriosas observaciones al microscopio electrónico que son inviables para el trabajo semanal rutinario. En las muestras de campo, y con la misma apariencia al microscopio óptico, coinciden distintas especies de este género, pero unas son tóxicas y las otras son inocuas. Trabajos de biología molecular en curso van orientados al desarrollo de sondas moleculares específicas que, al reaccionar con las especies diana, producen derivados fluorescentes y permiten distinguir y cuantificar fácilmente las células tóxicas y las inocuas. Otro ambicioso objetivo es desarrollar sondas moleculares que distingan entre distintos estadios de los ciclos de vida. De esta forma sería posible cuantificar distintos estadios (planozigotos, planomeiocitos) indistinguibles mediante microscopía óptica tradicional. A largo plazo, el objetivo es desarrollar *Microarrays* o cócteles con sondas que reaccionan con distintas especies para análisis multiespecíficos de un gran número de muestras por métodos semiautomáticos.

7.2. *Predicción de las proliferaciones microalgales*

El objetivo último, respecto a cualquier especie “problema” es el desarrollo de modelos acoplados físico-biológicos que permitan predecir a modo de estación meteorológica, es decir, de forma operacional, cuándo, dónde y con qué intensidad van a tener lugar las proliferaciones de una especie determinada.

Existen en la actualidad modelos de transporte, que unidos a la información de imágenes satelitales permiten predecir el transporte de floraciones algales superficiales, de elevada biomasa, fáciles de trazar mediante teledetección por sus pigmentos. En el caso de las Rías Baixas en general, y la Ría de Vigo en particular, los episodios más dañinos de especies productoras de toxinas no van acompaña-

dos de elevadas biomásas que se puedan detectar por teledetección. No obstante, vamos ganando información sobre las características físicas de las masas de agua (temperatura) a las que van asociadas las especies susceptibles de transporte, en los intensos episodios de otoño, y de su comportamiento. Así, puesto que tenemos información de los episodios tóxicos en Portugal, en esta época, y disponemos de información paralela sobre estimación del transporte -longitudinal a lo largo de la costa y transversal a través de la plataforma- de las masas de agua, estamos en condiciones de inferir cuándo los problemas causados por microalgas tóxicas se intensificarán en las rías. De igual manera, deberíamos poder llegar a predecir las estructuras de la columna de agua bajo las cuales proliferarían las especies que se desarrollan *in situ*.

Se están realizando grandes progresos en el refinamiento y en la resolución (microescala) de modelos físicos hidrodinámicos, que predicen la circulación costera en respuesta a los forzamientos físicos. Paralelamente, se están realizando importantes progresos en los conocimientos sobre el ciclo de vida, la autoecología y el comportamiento de las especies de interés. Es de esperar que en un futuro no muy lejano el acoplamiento de los modelos hidrodinámicos y los modelos biológicos de las especies problema, alimentados con la información recogida por el sistema de seguimiento, permitan perfeccionar la predicción operacional de los eventos tóxicos.

7.3. Episodios de fitoplancton tóxico y cambio climático

Un tema de candente actualidad es predecir cómo puede afectar el calentamiento global a los procesos oceanográficos. Los episodios de fitoplancton tóxico tienen un gran impacto socio-económico, por lo que el efecto del cambio climático en estos eventos es de gran interés para distintos colectivos sociales. Una condición imprescindible para analizar los cambios de largo término de poblaciones fitoplanctónicas es el disponer de una serie temporal de datos suficientemente larga. Existen centros europeos, tales como la Sir Alistair Hardy Plankton Foundation for Ocean Studies (SAHFOS),

que han mantenido un programa de seguimiento (monitoring) del plancton durante más de medio siglo. Los análisis de series temporales de la SAHFOS han mostrado tendencias multidecenales en la sustitución de especies de fito- y zooplancton así como variaciones en el calendario anual de aparición y desplazamiento de los límites geográficos de distribución muchas especies.

No se dispone de series temporales de fitoplancton tan largas para las Rías Gallegas, si bien vamos por el buen camino para llegar a tenerlas en años venideros. No obstante, es obvio que especies, tales como *Lingulodinium polyedra*, que formaban densas proliferaciones (mareas rojas) en la Ría de Vigo en la década de los 50 (trabajos de Margalef y colaboradores), no lo hacen en la actualidad. Los episodios de DSP causados por *Dinophysis acuta* en años con veranos muy cálidos -con mayor estratificación térmica- sugieren que esta especie sería una de las candidatas a incrementar su presencia ante un calentamiento en la región. Un caso más impredecible (de momento) es el de la dinoflagelada *Gymnodinium catenatum*, detectada por primera vez en 1976, pero que se mantuvo en niveles casi indetectables entre 1995 y 2005. Por el contrario, las floraciones de especies asociadas a los veranos “típicos” gallegos, más frescos, como *Dinophysis acuminata*, podrían disminuir su intensidad y persistencia hasta el otoño.

Las floraciones de especies de diatomeas tóxicas del género *Pseudo-nitzschia* aparecen estrechamente ligadas a los pulsos de afloramiento. En este caso sería necesario investigar cómo los cambios climáticos de largo término afectan al régimen de vientos de componente norte promotores del afloramiento.

Podríamos resumir que el calentamiento conduciría a una meridionalización en la distribución de las especies responsables de eventos tóxicos, por lo que la situación en la Ría de Vigo se aproximaría a la actual a 200-300 km al sur, en la costa de Portugal (entre Aveiro y Figueira de Foz).

7.4. Refinamiento de los modelos de cinética de intoxicación-detoxificación

Actualmente existen modelos cinéticos de intoxicación-detoxificación de los bivalvos cuyo objetivo es predecir los tiempos de cierre y apertura de recolección de bivalvos expuestos a floraciones de microalgas tóxicas. Uno de los principales parámetros a incluir en estos modelos es la concentración de células toxígenas así como su perfil y contenido de toxinas. Los avances tecnológicos permiten hoy día analizar muestras formadas por unas decenas de células (aisladas por micromanipulación). De esta forma, los estudios en curso están permitiendo describir los rangos de variación anual del contenido de toxinas para cada especie de interés y la relación de los mismos con las condiciones ambientales (factores extrínsecos) y de la población microalgal (factores intrínsecos). Estos resultados, unidos a otros paralelos sobre el metabolismo de las toxinas en los bivalvos afectados, permitirán validar y refinar los modelos al uso.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada en este capítulo ha sido generada por la actividad continuada de los programas: “Investigación y Control de Fitoplancton Tóxico en las Rías Gallegas” (IEO, 1978-1991); Seguimiento y Control de Condiciones Oceanográficas y Fitoplancton del INTECMAR (desde 1992 hasta la fecha) y “Radiales” (IEO), así como por la de los proyectos extrapresupuestarios HABBUOY (UE, Programa CRAFT, Q5CR-2002-71699) y DINOPHYSIS-GALICIA (Plan Nacional CTM2004-0478-CO3-01). L. Escalera disfruta de una beca predoctoral (FPI) del MEC.

Expresamos nuestro agradecimiento al CACTI de la Universidad de Vigo, al personal técnico de laboratorio del INTECMAR y del IEO-Vigo, y a la tripulación del B/O *J.M. Navaz* por su apoyo en los muestreos de todos estos años.

BIBLIOGRAFÍA

Se mencionan tres tesis doctorales cuyo objeto fue el estudio de distintos aspectos de las floraciones algales nocivas en Galicia y que contienen abundantes referencias sobre el asunto.

Moroño, A. 1999. Cinética de intoxicación-desintoxicación de toxinas PSP en *Mytilus galloprovincialis* Lmk. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 178 pp.

Reguera, B. 2003. Biología, autoecología y toxinología de las principales especies del género *Dinophysis* asociadas a episodios de intoxicación diarreogénica por bivalvos (DSP). Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona, 298 pp, [http://www.tdx.cesca.es/TESIS_UB/ AVAILABLE/TDX-0628104-112836/TESISREGUERA.pdf](http://www.tdx.cesca.es/TESIS_UB/AVAILABLE/TDX-0628104-112836/TESISREGUERA.pdf)

Fernández, M.L. 2007. Estudio de las toxinas DSP producidas por los dinoflagelados de las Rías Gallegas y de sus transformaciones en los moluscos. Gestión y mitigación de los episodios toxicos. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 348 pp.

VI

CONTAMINACIÓN

Coordinación: Juan José González.

Centro Oceanográfico de Vigo del Instituto Español de Oceanografía (IEO)

Cristina Álvarez. INTECMAR-Vilaxoán / Ricardo Beiras. Universidade de Vigo /

Victoria Besada. IEO-Vigo / José Fumega. IEO-Vigo /

M^a Angeles Franco. IEO-Vigo / Mariano Gómez. LABAQUA, SA. - Santiago /

Amelia González-Quijano. IEO-Vigo / Juan José González. IEO-Vigo /

Teresa Nunes. IEO-Vigo / Ricardo Prego. CSIC-Vigo /

José Antonio Soriano. IEO-Vigo / Lucia Viñas. IEO-Vigo

1. JUSTIFICACIÓN
2. GENERALIDADES SOBRE CONTAMINACIÓN MARINA
3. ESTUDIO INTEGRADO DE LA CONTAMINACIÓN MARINA
4. METALES DISUELTOS EN AGUA
5. METALES PESADOS EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS
6. COMPUESTOS ORGANOCOLORADOS EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS
7. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (PAHs) EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS
8. COMPUESTOS ORGANOESTÁNNICOS
9. MICROBIOLOGÍA
10. DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES URBANAS
11. DRAGADOS, RELLENOS Y OTRAS ALTERACIONES FÍSICAS
12. LEY DE PROTECCION DE LAS RÍAS GALLEGAS
13. RESUMEN
14. BIBLIOGRAFÍA

JUSTIFICACIÓN

Juan José González. Centro Oceanográfico de Vigo (IEO).

En la redacción de este capítulo han participado un total de 12 investigadores-especialistas, expertos en los temas concretos de contaminación marina, pertenecientes a 5 instituciones.

A todos ellos se le pidió un esfuerzo para sintetizar en muy poco espacio el estado actual de la Ría en lo que se refiere a los principales contaminantes, y que sus exposiciones fueran lo más sencillas y claras posibles, huyendo de tecnicismos y discusiones científicas que deben reservarse para publicaciones especializadas.

Para valorar correctamente “el estado” de la Ría se les solicitó que hiciesen una descripción geográfica de la contaminación y su evolución temporal, así como efectuar comparaciones con las concentraciones existentes en otras rías o zonas y con los valores de referencia y/o ecotoxicológicos.

Con tantos participantes la homogeneización no es la que sería deseable, pero se ha respetado la redacción de los autores lo cual ha permitido ganar en “diversidad”.

Aunque inicialmente solo se iban a tratar los contaminantes persistentes, se ha incluido la contaminación microbiológica, ya que además de afectar, en algunas zonas, a uno de los principales recursos de la Ría: el marisqueo, existe una multa importante al estado español (en la actualidad en suspenso) por los altos niveles de este tipo de contaminación existentes en la ría de Vigo.

El capítulo comienza por la exposición de generalidades sobre la contaminación marina, en la que se aclaran o recuerdan conceptos sencillos que ayudan a comprender y enmarcar adecuadamente los datos que se exponen en los apartados siguientes.

Se ha incluido un apartado sobre dragados y rellenos ya que se pueden considerar entre los principales contaminantes de la Ría.

Sobre la vigente Ley de Protección de las rías Gallegas se exponen algunas de las incoherencias y errores conceptuales existentes en su contenido que aconsejan su urgente modificación o derogación.

Por último se presenta un resumen sobre los principales contaminantes de la Ría.

GENERALIDADES SOBRE CONTAMINACIÓN MARINA

Ricardo Beiras, Estación Ciencias Mariñas de Toralla. Universidade de Vigo.

Juan José González. Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO).

La vigente definición oficial de las Naciones Unidas de la contaminación marina es: “la introducción por el hombre en el medio marino (incluyendo los estuarios) directa o indirectamente, de sustancias o energías que produzcan, o puedan producir, efectos perjudiciales tales como daños a los recursos vivos, peligros para la salud humana, obstáculos para las actividades marinas incluida la pesca, deterioro cualitativo del agua de mar, o reduzcan las posibilidades de esparcimiento”.

La contaminación es un proceso antropogénico, es decir, para que exista contaminación es necesaria la intervención del hombre. Así el SO_2 que emite una industria a la atmósfera, aunque sea en cantidades mínimas, pasa a SO_3 y puede llegar al mar en forma de ácido sulfúrico: es contaminación marina. Por el contrario, un volcán submarino que también desprende SO_2 , aunque sea en grandes cantidades, no es contaminación ya que no ha intervenido el hombre.

Existe contaminación química (sustancias), biológica (virus, bacterias,...) y física (térmica, acústica, radioactiva,...). Existe también la llamada macrocontaminación, que en términos vulgares se conoce como “basura” (plástico, envases de vidrio y metálicos, papel, cuerdas, etc.), que aparte del daño que causa al ecosistema marino, tanto si está en suspensión como si se va al fondo del mar, reduce notoriamente el valor paisajístico y los posibles usos recreativos de las zonas afectadas. Podría denominarse contaminación visual o paisajística.

Si se atiende a su origen, la contaminación puede ser urbana (productos de limpieza, aguas fecales, desechos orgánicos, ...), agrícola (fertilizantes, pesticidas, residuos de granjas, ...) e industrial (industria química, automóvil, petroquímica, papelería, aluminio, alimentaria, ...).

Los residuos generados en las actividades humanas pueden ser líquidos (que normalmente se dirigen a las depuradoras) o sólidos,

cuyo destino suele ser el reciclado, la reutilización, la incineración o el compostaje.

Los contaminantes también pueden clasificarse por su persistencia en el medio marino, que de menor a mayor son: disipativos (energía calorífica, ácidos, bases...) degradables (determinados tipos de materia orgánica, algunos hidrocarburos, ...) y persistentes (metales pesados, hidrocarburos halogenados, ...). Simplificadamente se entiende por contaminantes persistentes aquellos elementos o compuestos que no se degradan en el medio marino o lo hacen muy lentamente: decenas o centenas de años, a diferencia de los que en el agua duran días, horas o semanas. Los persistentes que son tóxicos o peligrosos para el hombre o los seres vivos marinos y que además son acumulativos son a los que en este capítulo va a prestárseles mayor atención.

La llegada de contaminantes al mar se produce por tres vías principales: a) desde tierra (ríos, arroyos, escorrentías, filtraciones, vertidos directos de alcantarillas y emisarios submarinos, etc.); b) a través de la atmósfera (es una importante vía de entrada en el mar de determinados compuestos orgánicos tales como DDTs, PAHs, y de metales como es el caso del Hg o el Pb) y c) el propio mar es una vía de contaminación (transporte marítimo, limpieza de sentinas, accidentes de petroleros, etc.).

En la interfase entre el medio marino (salino) y el medio fluvial (incluyendo escorrentías, emisarios, vertidos directos, etc.) en las zonas estuáricas se retienen una buena parte de los contaminantes transportados desde tierra: precipitan sustancias disueltas, el material en suspensión puede sedimentar y las partículas de pequeño tamaño pueden agregarse por floculación. En estas zonas, llamadas de mezcla, la contaminación suele ser, comparativamente, más elevada que en otras.

Un tipo de contaminación física bastante frecuente, y al que suele prestársele poca atención, es la generada por el vertido al mar de materiales inertes, cuyos efectos se describen en el apartado correspondiente a dragados y rellenos.

Algunos contaminantes del medio marino, como son ciertos metales pesados, son esenciales o imprescindibles para la vida, pero

a dosis o concentraciones elevadas son perjudiciales para el ecosistema. Así, el Cu es un constituyente esencial de la hemocianina de la sangre de algunos moluscos; el Fe forma parte de la hemoglobina de otros, y el V interviene en el mecanismo respiratorio de muchos animales acuáticos. Estos tres metales en cantidades altas pueden ser mortales para algunos organismos. A otros muchos metales y sustancias que no son esenciales para los procesos vitales, se les denomina sustancias xenobióticas, y ya, desde concentraciones muy bajas, producen efectos indeseables en la fauna marina, como es el caso del Hg y el Cd.

Existen sustancias que son componentes naturales del medio marino; están en el mar desde antes de existir el hombre y por tanto desde antes de que existiese contaminación. Los metales y los hidrocarburos son algunas de estas sustancias y a la concentración "natural", es decir, a la que existiría sin actividad humana, se le llama concentración natural o valor "background" o "nivel de fondo". Hoy en día se cree que no existe ninguna región oceánica en el mundo a la que no hayan llegado los efectos de la actividad humana, por lo que es imposible conocer cuales son las concentraciones naturales o "background" y se prefiere hablar de concentraciones de "referencia", que son aquellas concentraciones que existen en regiones o en zonas prístinas (originales) o lo más "limpias" posible, alejadas de focos de contaminación conocidos.

Evidentemente, la concentración natural de los compuestos sintéticos es cero, ya que en su producción intervino el hombre, y este es el caso de los insecticidas, los bifenilos policlorados, etc. Si la concentración de los valores naturales aumenta, (indudablemente por la acción del hombre) aparece una región de incertidumbre. No se sabe lo que pasa: los conocimientos científicos actuales no permiten afirmar o negar la existencia de efectos nocivos. Si continúa aumentando la concentración comienzan a producirse daños a los seres vivos acuáticos, y estos daños pueden ser subletales (no producen muerte) o letales. Al aumentar aún más la concentración se producen daños al hombre que también pueden ser subletales, o si la concentración es ya muy elevada provocan la muerte a los humanos.

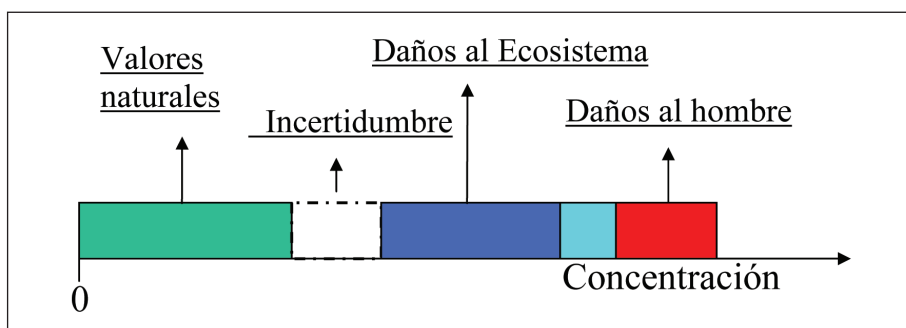


Figura 6.1. Concentraciones de contaminantes y daños al ecosistema y al hombre.

Se entiende por Factor de Enriquecimiento (FE), el cociente entre la concentración de una sustancia concreta y el nivel o concentración de referencia de esa misma sustancia. En nuestro caso nos indica cuantas veces se han sobrepasado los niveles de referencia. FE superiores a 1 no necesariamente indican que existe contaminación: para que ésta exista es imprescindible que se produzcan o puedan producirse efectos perjudiciales.... (definición de contaminación marina), es decir, que exista un riesgo potencial, el cual a veces es difícil de demostrar.

Como ejemplo de valores de referencia en la Tabla 6.1 se presentan algunos de los establecidos por el Convenio OSPAR, que previene la contaminación del Atlántico Noroeste y del que España es signataria. Se hace notar que en realidad más que una concentración o nivel de referencia es un rango o intervalo de concentraciones.

CONTAMINANTE	Rangos de concentraciones en Agua Atlántico ng/l	Rangos de concentración Mejillón peso húmedo
Hg	0,1 – 0,5	0,005-0,010 mg/kg
Pb	5-20	0,010-0,19 mg/kg
Cd	5-25	0,07-0,11 mg/kg
CB 153		0,1-0,5 µg/kg
SCB7		0,35-1,7 µg/kg

Tabla 6.1. Concentraciones de referencia de contaminantes en agua y mejillón SCB7= Suma de CBs 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.

Se resalta que como norma general, exceptuando el caso de la radioactividad, cuanto menos evolucionado es un ser vivo más vulnerable es a la contaminación: así el hombre, que posee un elevado nivel de complejidad fisiológica, “resiste” concentraciones de contaminantes más elevadas que muchas otras especies. Además dentro de la misma especie, los primeros estadios del desarrollo: huevos, larvas y juveniles, son más sensibles a la contaminación que los adultos, por lo que concentraciones de determinados contaminantes que no tienen efectos nocivos para el hombre u otras especies si pueden tenerlo para otros organismos marinos u otras etapas de su ciclo vital.

Para un mismo contaminante y para una misma concentración, la sensibilidad o respuesta de los organismos es diferente. En la Tabla 6.2 se expone, de forma muy genérica, la sensibilidad de varios grupos de animales marinos a distintos metales. Incluso dentro de la misma especie las generalizaciones son difíciles, por lo que el siguiente cuadro es orientativo.

METAL	SENSIBILIDAD →
Cd	$A \rightarrow B \rightarrow P \rightarrow C$
Cr	$P \approx B \approx G \rightarrow C \rightarrow A$
Cu	$P \rightarrow A \rightarrow C \rightarrow G \rightarrow B$
Pb	$A \rightarrow C \approx B \approx P$
Hg	$A \rightarrow P \approx C \rightarrow B$
Ni	$B \approx P \approx G \rightarrow A \rightarrow C$
Zn	$G \rightarrow P \rightarrow A \approx B \rightarrow C$
A= Anélido; B= Bivalvo; C= Crustáceo; G= Gasterópodo; P= Peces	

Tabla 6.2. Variaciones de la toxicidad de algunos metales en diversos grupos de animales marinos.

Entendemos por tóxico una sustancia química capaz de causar efectos nocivos a los seres vivos. La toxicidad en el medio marino depende de varios factores tanto extrínsecos como intrínsecos. Así los efectos de los metales sobre los seres vivos varían según se encuentren en forma orgánica o inorgánica, (por ejemplo las formas orgánicas del mercurio son más tóxicas que las inorgánicas, mientras que en el caso del arsénico sucede lo contrario); también es dis-

tinta la toxicidad si los contaminantes se encuentran en forma particulada o disuelta. En forma particulada pueden existir como coloide, como precipitado o en forma de molécula, siendo su toxicidad diferente.

Entre los factores extrínsecos, que varían los efectos de los contaminantes, se encuentran la temperatura, la salinidad, el oxígeno disuelto, etc. del agua en que habitan. La mayoría de los seres vivos marinos tienen unos rangos óptimos de desarrollo para numerosos parámetros físico-químicos del agua en que viven.

La presencia de varios contaminantes a la vez (es infrecuente que en una zona exista un solo tóxico) también altera o modifica la toxicidad. El efecto de dos o más sustancias tóxicas puede ser: ADITIVO (no existe interacción), siendo la toxicidad de la mezcla la suma de las toxicidades individuales, tal como sucede con los pesticidas tanto organoclorados como organofosforados; ANTAGÓNICO existe una interacción negativa en la que la toxicidad de la mezcla es menor que la suma de las toxicidades individuales: el selenio suele reducir la toxicidad del mercurio. SINÉRGICO en el que se produce una interacción positiva o potenciación de las toxicidades: la toxicidad es mayor que la suma de las toxicidades individuales. Efectos sinérgicos se producen en la combinación de surfactantes con hidrocarburos o metales pesados.

La condición del organismo también influye decisivamente en la toxicidad de los contaminantes: etapa vital (huevo, larva,...); cambios en el ciclo vital (muda, reproducción, inanición,...); sexo; edad; adaptación a los contaminantes, protección adicional, por ejemplo concha, etc.

La acumulación o concentración de contaminantes en los seres vivos acuáticos tiene consecuencias y aplicaciones importantes, algunas de las cuales se van a describir.

Por bioacumulación puede entenderse la incorporación y retención de una sustancia (contaminante en este caso) en el interior de un organismo, siendo el resultado del balance positivo entre la entrada y la salida de dicha sustancia en el ser vivo. Si la fuente del contaminante es solamente el agua, es más correcto hablar de bioconcentración, aunque a veces se utiliza el término bioacumulación

independientemente de la fuente. El grado de acumulación en invertebrados y peces depende de la biodisponibilidad (capacidad de un compuesto para ser incorporado a un organismo) y de la fisiología del organismo.

Es conocido que algunos animales marinos acumulan o concentran en sus tejidos elementos o compuestos que existen en el agua de mar en la que viven, siendo la cantidad acumulada en los diferentes tejidos de su cuerpo proporcional a la concentración de esos elementos o compuestos en el mar. Así, pescados, mariscos o algas pueden contener cantidades elevadas de sustancias tóxicas por ingestión para el hombre, que estaban en el mar porque el propio hombre las había arrojado para desprenderse de ellas.

Para proteger la salud humana la UE publicó varios Reglamentos, siendo el que engloba a todos el (CE) N° 1881/2006 de la Comisión en el que se fija el contenido máximo de determinados contaminantes, entre los que están Pb, Cd y Hg en distintos alimentos que comprenden los de origen marino. Este reglamento es bastante más restrictivo que la normativa existente en España, y algunas especies explotadas pueden sobrepasar los límites máximos por lo que su comercialización puede quedar prohibida, con la consiguiente reper-

Contaminante	Producto	Contenido máximo (mg/kg peso húmedo)
Plomo	Carne de pescado	0.30
	Crustáceos	0.50
	Moluscos bivalvos	1.5
	Cefalópodos (sin vísceras)	1.0
Cadmio	Carne de pescado	0.050
	Especies de pescado excepcionadas	0.10
	Carne de pez espada	0.30
	Crustáceos	0.50
	Moluscos bivalvos	1.0
	Cefalópodos (sin vísceras)	1.0
Mercurio	Productos de la pesca	0.5
	Especies de pescado excepcionadas	1.0

Tabla 6.3. Contenidos máximos permitidos de Pb, Cd y Hg en productos de la pesca

cusión económica y social. En la Tabla 6.3 se indican los contenidos máximos permitidos para Pb, Cd y Hg.

Algunas de las especies de pescado excepcionadas para el Cd son: anchoa, anguila, jurel, sardina y atunes, y para el Hg: rape, gallo, anguila, besugo, pez espada y atunes.

En este Reglamento se señala que existen recomendaciones específicas a los consumidores para proteger a los grupos vulnerables de la población (niños, mujeres embarazadas o en periodo de lactancia, ancianos) respecto al metil-mercurio en productos de la pesca.

Lo mismo que sucede con el hombre, los contaminantes químicos pueden producir en la biota marina efectos letales o subletales, siendo estos últimos por regla general, y en términos de biomasa y biodiversidad más importantes que aquellos. Se entiende por efectos subletales los que no causan mortalidad, pero sí alteran el crecimiento, el engorde, la reproducción, etc. Estos efectos son bastante más perjudiciales para el ecosistema general que los efectos letales. Los compuestos organoestánicos, de los que se tratará más adelante, nos servirán de ejemplo de este tipo de efectos.

Como la mayoría de los contaminantes se encuentran en el agua de mar en cantidades muy pequeñas, su cuantificación analítica es compleja y costosa. Además las concentraciones en el agua, especialmente en zonas costeras, son variables con el tiempo ya que dependen de las mareas, las corrientes, los vientos, de los vertidos intermitentes, etc. Por otra parte, la información que proporciona el análisis de agua refleja solamente la contaminación existente en el momento de la recogida de la muestra, que pudo haber cambiado a las pocas horas o a los pocos días. Para evitar esto se hace uso de las llamadas “especies indicadoras” o “centinelas” entre las cuales está el mejillón silvestre. Se hace uso de un hecho muy sencillo: la cantidad de contaminantes que acumula el mejillón es proporcional a la cantidad de esos mismos contaminantes que existen en el agua en que viven. Si el mejillón silvestre de A Guía tiene tres veces más DDTs que el mejillón de Samil, puede afirmarse que, en valor medio, el agua de A Guía tiene tres veces más DDTs que la de Samil. A nivel mundial, y con mucha diferencia, la especie más utilizada como indicadora de la contaminación es el mejillón silvestre (no el cultiva-

do), ya que reúne una serie de requisitos que lo hacen idóneo para este fin. Además el mejillón tiene una amplia distribución geográfica por todos los mares del mundo, y así se pueden llevar a cabo evaluaciones de calidad ambiental, comparaciones espaciales y temporales, y controlar, vigilar y estudiar la contaminación marina.

El mejillón es un gran filtrador y al no metabolizar la mayoría de los contaminantes orgánicos persistentes hace que tenga un factor de concentración respecto al agua que varía entre 100 y 100.000 veces, lo que facilita mucho los análisis y proporciona unos resultados mucho más integrados que el análisis de agua. Por eso al tratar de contaminantes en la Ría se hablará de sus concentraciones en mejillón silvestre, pero hay que recordar que estos niveles son proporcionales a los del agua en que viven.

Por otra parte, los sedimentos reflejan bastante bien el estado de la contaminación de un área porque acumulan los contaminantes (tanto en suspensión como en disolución), pero éstos no permanecen ligados indefinidamente a los fondos, ya que por procesos físico-químicos y biológicos pueden ser liberados de nuevo a la columna de agua y estar disponibles para la biota marina. Se dice de los sedimentos que unas veces actúan como “sumidero” y otras como “fuente” de contaminantes. Son también el hábitat de infinidad de especies marinas, algunas de las cuales tienen un enorme interés científico y/o comercial.

Los contaminantes se acumulan preferentemente en sedimentos en los que predominen partículas finas, ya que éstas presentan una mayor área superficial por unidad de peso. También ciertos contaminantes tienen preferencia a acumularse en los sedimentos cuyo contenido en materia orgánica es elevado. Por estos motivos las concentraciones varían mucho según la naturaleza granulométrica y geoquímica de los mismos, y las concentraciones de metales pueden expresarse normalizadas; es decir dividiendo la concentración del metal en cuestión por la concentración de Al, Li o de su contenido en partículas finas.

Los valores de referencia deben de ser el ideal a alcanzar en todas las zonas marítimas, particularmente para aquellas sustancias que son más tóxicas y, aunque sea utópico en la actualidad, es propósito de la UE que en el año 2021 estemos muy próximos a estos

valores, lo que implicaría, prácticamente, el vertido cero para las sustancias más peligrosas.

A diferencia de los niveles de fondo o de referencia, los criterios ecotoxicológicos predicen que si las concentraciones de determinadas sustancias superan estos límites, es probable que la sustancia en cuestión cause efectos nocivos a la biota. Se obtienen a partir de bases de datos de toxicidad para diversos organismos representativos del medio marino.

Tanto los criterios como las normas de calidad ambiental no son universales, sino que dependen de los usos que se le vaya a dar al medio marino. Así los criterios o normas de calidad tienen distinto grado de exigencia según por ejemplo el agua se destine a baño, a acuicultura o a evitar daños al ecosistema en general.

OSPAR estableció unos criterios de valoración ecotoxicológica: - Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC)- para los compartimentos oceánicos, con el objetivo de efectuar una evaluación del estado de la calidad de las aguas. Estos criterios de valoración no tienen validez legal y algunos de ellos están en fase de revisión, pero sirven para identificar áreas marítimas a las que debe prestársele atención especial. Indican que si se sobrepasan es posible la existencia de efectos negativos para el ecosistema marino. Estos EACs son aquellas concentraciones que, de acuerdo con los conocimientos científicos actuales, reunidos por OSPAR, se aproximan a la concentración por debajo de la cual el potencial de efectos adversos es mínimo. En la tabla siguiente aparecen algunas de estas concentraciones para el agua, sedimentos y mejillón.

	AGUA µg/l	SEDIMENTOS mg/kg p.s.	MEJILLÓN mg/kg p.s.
Hg	0,005-0,05	0,05-0,5	
Pb	0,5-5	5-50	
Cd	0,01-0,1	0,1-1	
B(a)P	0,01-0,1	0,1-1	
S7CBs		0,001-0,01	0,005-0,05
TBTs	10^{-5} - 10^{-4}		0,001-0,01

Tabla 6.4. Criterios de valoración ecotoxicológica. p.s. = peso seco; B(a)P = Benzo(a)pireno; S7CBs = Suma de CBs 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180; TBTs=Tributilestánicos.

Otro criterio de valoración para sedimentos con suficiente rigor científico y que tiene en cuenta la relación entre concentraciones y efectos tóxicos, se encuentra en las Directrices de calidad de sedimentos de Canadá, que define unos rangos de concentraciones para cada uno de los principales contaminantes. Proponen dos valores de evaluación o valores guía: a) el más bajo el NEU (Nivel de Efecto Umbral) que representa la concentración por debajo de la cual raramente se esperan efectos adversos y b) NEP (Nivel de Efecto Probable), por encima del cual se espera que aparezcan efectos adversos negativos frecuentemente. Entre una y otra concentración los efectos adversos deben de aparecer ocasionalmente. En la Tabla 6.5 se indican las concentraciones para algunos contaminantes.

CONTAMINANTE	RARAMENTE	OCASIONALMENTE	FRECUEMENTEMENTE
Hg	<0,13	0,13-0,7	>0,70
Pb	<30,2	30,2-112	>112
Cd	<0,68	0,68-4,21	>4,21
B(a)P	<88,8	88,8-763	>763

Tabla 6.5. Concentraciones de sedimentos en las que se espera que se produzcan efectos adversos para el ecosistema marino. mg/kg p.s. referidas a la fracción total del sedimento (tamaño de partícula < 2mm). B(a)P = Benzo(a)pireno

En España se establecen tres categorías del material procedente del dragado de los puertos según sean los efectos, de naturaleza química y/o bioquímica, que pueden producir en la biota marina. Así la gestión de los fondos portuarios es diferente según estén encuadrados en una u otra categoría. Pertenecen a la Categoría I aquellos materiales cuyos efectos sobre la fauna y flora marina son prácticamente insignificantes, y para verterlos al mar solamente se consideran los efectos de naturaleza física. En la Categoría II se incluyen los materiales con concentraciones moderadas de contaminantes: se pueden verter al mar cumpliendo una serie de requisitos. Los materiales con concentraciones elevadas de contaminantes pertenecen a la Categoría III. Estos materiales deben de ser aislados de las aguas marinas o sometidos a técnicas de separación, “inertización” o tratamiento térmico. En función del grado de contaminación los materiales de

la Categoría III se distinguen dos Subcategorías: a) Subcategoría IIIa (para su vertido al mar podrán usarse técnicas de gestión de aislamiento blando, tales como vertido sobre lecho marino y posterior recubrimiento con material limpio, excavación de una fosa y relleno de la misma, etc, y b) Subcategoría IIIb, en los que hay que utilizar técnicas de aislamiento duro de las aguas marinas (vertido en recintos contruidos específicamente con paredes impermeables, etc.).

Para clasificar los materiales en las categorías descritas se hace uso de los llamados Niveles de Acción (NA), que son unas concentraciones específicas para cada contaminante o grupo de contaminantes, algunos de los cuales se presentan en la Tabla 6.6.

	NA1	NA2
Hg	0,6	3,0
Cd	1,0	5,0
Pb	120	600
S7CBs	0,03	0,1

Tabla 6.6. Algunos Niveles de Acción (NA) para la clasificación de los materiales de dragado en los puertos españoles según su grado de contaminación. Estas concentraciones se entienden referidas a la fracción fina del sedimento (diámetro de partícula inferior a 63 μm) y están expresadas en mg/kg de materia seca.

Estos valores se establecieron en 1994 y requieren una actualización.

A la Categoría I pertenecen los materiales cuya concentración es inferior al NA1. De la Categoría II son los materiales cuya concentración está comprendida entre NA1 y NA2. Los materiales de los fondos marinos de concentración comprendida entre NA2 y ocho veces NA2 son de la Categoría IIIa. Aquellos materiales cuyas concentraciones sean superiores a ocho veces NA2 están incluidos en la Categoría IIIb.

ESTUDIO INTEGRADO DE LA CONTAMINACIÓN MARINA.

Ricardo Beiras. ECIMAT. Universidade de Vigo.

Desde los años sesenta del siglo veinte, disfrutar de un ambiente saludable es una de las principales preocupaciones de las sociedades avanzadas. Hoy en día todo el mundo habla de contaminación ambiental, lo que hace que se aporten opiniones subjetivas, poco fundadas en la observación y el experimento, únicas fuentes científicas de saber. Para conocer realmente el grado de contaminación que afecta a un ambiente natural determinado, debemos realizar una serie de estudios, tanto químicos como biológicos. Ambos son complementarios, pues los estudios químicos nos permiten identificar contaminantes concretos y saber las cantidades presentes, y los estudios biológicos informan de los efectos que estos contaminantes tienen sobre los seres vivos. De hecho, es útil emplear primero métodos biológicos para identificar zonas alteradas y, a continuación, centrar en esas zonas los análisis químicos para identificar a los agentes causantes de la alteración. De esta forma, hoy en día la evaluación de la contaminación se debe hacer integrando química analítica y toxicología ambiental. La primera aporta datos comparables con normas y recomendaciones legales y la segunda nos permite tener cierta seguridad de que estas normas tienen fundamentos ecológicos y son útiles para proteger el medio natural. Imaginemos un problema sencillo, los mariner os creen percibir un descenso en la riqueza de la marisquería de una zona de la costa y se preguntan si puede ser efecto de la contaminación. La aproximación clásica a este problema sería recoger una serie de muestras de agua o sedimento de esta zona y hacer una serie de análisis químicos. Como la lista de sustancias químicas que pueden causar daños, al ecosistema marino o al hombre, es muy larga y no deja de crecer, determinar cuál, o cuáles, son los causantes del descenso de la producción marisquera puede requerir análisis químicos complejos y caros. ¿Existe alguna forma de atajar este problema?. Si queremos saber si los niveles de contaminantes químicos en esa zona están ejerciendo efectos negativos sobre los recursos, se lo podemos preguntar a los “interesados”, es decir, a los organismos marinos que habitan la zona donde los mariner os piensan que puede haber conta-

minación. Para eso debemos olvidar rumores o campañas de prensa y tomar muestras de agua, fondo marino y organismos de la zona problema para realizar estudios químicos y ecotoxicológicos que nos permitan saber lo siguiente:

1. ¿Qué cantidades existen en las muestras cogidas de los contaminantes químicos prioritarios, es decir, aquellos identificados por los países y agencias internacionales como más peligrosos?
2. ¿Son tóxicas esas muestras cuando se incuban en ellas animales marinos sanos?
3. ¿Tienen los organismos cogidos en la zona alguna alteración que nos sirva de indicador potencial de contaminación?

Únicamente conjugando estos tres tipos de información podremos contestar con conocimiento de causa a los marineros, y poder decirles si el lugar donde marisquean está, o no, contaminado y si los problemas que detectan son por culpa, o no, de esa contaminación.

Bioensayo de la embriogénesis del erizo de mar. El concepto de calidad biológica del agua se desarrolla a partir de la observación de Wilson en 1951 de que las larvas del erizo de mar comestible, *Echinus esculentus*, eran capaces de desarrollarse en agua cogida del mar Céltico, pero no en agua de las proximidades de la ciudad de Plymouth, en el suroeste de Inglaterra. Desde entonces, las larvas de erizo fueron empleadas en bioensayos marinos por científicos británicos, franceses, rusos, japoneses, italianos y estadounidenses, entre otros, siendo el bioensayo marino de uso marino también más extendido en nuestras costas. En Estados Unidos el bioensayo de la embriogénesis del erizo se utiliza a gran escala, en conjunción con los análisis químicos como herramienta biológica de evaluación de la contaminación marina. El erizo de mar de la especie *Paracentrotus lividus* es abundante por toda Europa en zonas rocosas, fácil de capturar y de mantener en acuario. Para realizar el bioensayo necesitamos individuos maduros sexualmente. En nuestras aguas podemos mantener en acuario poblaciones de individuos fértiles con un control de la temperatura y alimentación abundante. El bioensayo consiste en incubar en el agua problema huevos recién

fecundados que obtenemos de la disección de adultos. Tras la incubación se observa microscópicamente el porcentaje de larvas desarrolladas morfológicamente normales.

El resultado de una incubación en agua limpia, o poco contaminada es que, las larvas pluteus son morfológicamente normales mientras que si el agua está contaminada, las larvas son morfológicamente aberrantes.



Fotografía de larvas pluteus de erizo de mar. a) Larvas con morfología normal indicadoras de buena calidad de agua. b) Larvas aberrantes, que indican la presencia de contaminantes en el agua.

METALES DISUELTOS EN AGUA

Ricardo Prego. Instituto de Investigaciones Marinas (CSIC). Vigo.

A finales del siglo XIX Dittmar publicó los resultados de los análisis de 77 muestras de agua recogida en todos los océanos durante el cruce del navío *Challenger*. Dicho científico descubrió que 1 litro de agua marina contenía unos 35 g de sales y también que los constituyentes que se denominaron como mayoritarios (Cl, Na, Mg, S, Ca, K, Br, C, Sr, B, F) representaban el 99,9% de dichas sales. El porcentaje restante del 0.1% son los llamados elementos minoritarios, entre los cuales se hallan los elementos traza, cuya concentración no excede a 50 nM, esto es, 10^{-9} moles por litro de agua. Los elementos traza son principal-

mente metales que por sus bajos niveles en agua de mar resultan difíciles de medir. Por ello su correcta cuantificación necesita de laboratorios ultra-limpios, es decir libres de partes metálicas y un aire prácticamente sin partículas, y también de técnicas analíticas muy sensibles como la absorción atómica con cámara de grafito, tras una preconcentración de la muestra, y la voltametría de redisolución anódica o catódica. Esos avances se desarrollaron durante los años 90 y, en consecuencia, la biogeoquímica de los metales traza en aguas marinas es poco conocida en comparación con la de otros elementos químicos.

Las zonas costeras suelen tener una mayor presencia en metales traza que los océanos, bien por un flujo natural desde los ríos, bien debido a vertidos antropogénicos. En Galicia habría que esperar un aumento de los metales disueltos en las cuencas fluviales y en las rías, que resultan ser las áreas principales de destino para los contaminantes, fruto de un continuo incremento en la población costera y la actividad industrial. No obstante, en el medio acuático algunos metales son oligoelementos, como zinc y cobre, cuya presencia en pequeñas cantidades es esencial para los organismos. Por el contrario, otros elementos traza no son necesarios, como plomo o cadmio, además de peligrosos para una buena salud ambiental. Sin embargo, cualquier metal disuelto en una elevada concentración siempre llega a ser tóxico para los seres vivos.

La ría de Vigo recibe aportes terrestres de metales a través del agua dulce fluvial, vertidos industriales y aguas residuales urbanas. El destino final de los metales traza es su exportación al océano, incorporación al plancton y cadena trófica o sedimentación dentro de la ría. Por lo difícil que es medir la concentración de los metales disueltos y por el efecto memoria del sedimento suele éste utilizarse para determinar el estado de la contaminación por metales, sucediendo lo mismo con determinada biota. Por esta razón, junto con los motivos anteriormente señalados, existen pocos datos de metales en disolución para aguas de las rías gallegas; no obstante, es necesario su conocimiento científico a fin de saber si rías como la de Vigo acumulan metales o los exportan. Curiosamente, en la ría de Vigo fueron pioneros los análisis de plomo en las aguas costeras gallegas durante los años 50 (López-Costa y Molins) y los de hierro (López-Benito) en la década siguiente. Posteriormente, la ma-

yor parte de los datos medidos de metales en agua corresponden a la ensenada de San Simón y sugieren que el principal curso de agua dulce hacia ella, el río Oitavén-Verdugo, no es causa de contaminación por metales pues los niveles encontrados son propios de ríos prístinos. Por el contrario se observaron en esa ensenada altos valores de Cu, Pb y Zn en algunos pequeños vertidos litorales. En fechas más recientes se ha determinado que el intercambio invernal de metales ría-océano en la ría de Vigo presenta cuatro tipos diferentes de comportamiento según el metal: (1) Cd con balance nulo, esto es, sus flujos saliente y entrante son semejantes; (2) Cu, Fe y Zn con una exportación neta al océano del metal disuelto; (3) Pb donde la exportación neta es de metal disuelto y también de particulado; y (4) Ni, para el que se produce una importación neta a la ría de metal disuelto y particulado desde el océano. Un completo estudio del ciclo biogeoquímico de los metales en un sistema costero, sea la ría de Vigo por ejemplo, ha de abordar la cuantificación de flujos anuales de metales a través de las fronteras ambientales que posee la ría, a saber, *frontera continental* (ríos y depuradoras), *atmosférica* (lluvia), *oceánica* (agua que penetra desde el océano), *estuárica* (a través del estrecho de Rande) y *bentónica* (flujos sedimento-agua y tasas de sedimentación). En base a lo trabajado hasta la actualidad, los rangos de metales disueltos en aguas de la ría de Vigo son los siguientes:

zona de la ría	Cd (nM)	Cu (nM)	Fe (nM)	Hg (nM)	Ni (nM)	Pb (nM)	Zn (nM)
Ríos Oitavén y Alvedosa	0,1-0,9	1 - 11	100 - 450		0,7 - 2,2	0,7 - 2,5	3 - 60
Río Lagares		75	1700				
San Simón	0,03 - 0,1	2,0 - 4,0	40 - 160	0,04 - 0,06	1,5 - 3,2		
Media y externa	0,07 ± 0,01	4,6 ± 1,9	24 ± 20		2,5 ± 1,3	0,7 ± 0,3	4,8 ± 2,2

En resumen, los niveles de metales disueltos en la ría de Vigo están, en general, dentro de los conocidos para estuarios no contaminados; en buena parte se debe a la salud del Oitavén y a los cortos tiempos de residencia del agua dentro de la ría (hasta cuatro días). Sin embargo, la circulación residual estuárica tiene una eficacia limitada; por tanto, es prudente tomar medidas sobre las zonas donde se pueden verter metales (vg. río Lagares, aguas residuales, zonas por-

tuarias y astilleros). El conocimiento de su distribución espacial y temporal en la ría de Vigo es uno de los principales factores para precisar su estado de contaminación debido al potencial efecto tóxico sobre los seres vivos. Además, es necesaria una investigación de la especiación de los metales para predecir su reactividad, ya que su biodisponibilidad y toxicidad depende en gran medida de las formas químico-físicas en las que el metal se encuentra presente.

METALES PESADOS EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS

M^a Victoria Besada Montenegro.- Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO)

Los metales forman parte de la corteza terrestre de forma natural y se encuentran presentes en los océanos, ríos y suelos. Sin embargo, el continuo incremento del contenido de metales pesados en los estuarios y en las zonas costeras, y por consiguiente en los organismos que en ellas habitan, puede atribuirse al uso por el hombre de grandes cantidades de estos elementos y a la descarga de los residuos generados por la manipulación de los mismos al mar.

Algunos metales como Fe, Cu, Zn, Mn, etc. son esenciales para el organismo, pero cuando su nivel supera determinada concentración resultan tóxicos. Existen otros elementos de los que no se tiene conocimiento de su necesidad para ninguna función metabólica y son tóxicos incluso a concentraciones muy bajas (Hg, Pb, Cd, As, ...). Al ser elementos no biodegradables tienden a acumularse en el medio ambiente asociados a la materia orgánica e inorgánica. Una de las consecuencias más graves de su persistencia es su acumulación a través de la cadena trófica. Los más preocupantes tanto para el ecosistema marino como para la salud humana por su toxicidad son, por este orden, Hg, Cd y Pb.

Organismos marinos. Es importante señalar que el mejillón cultivado y silvestre siguen un patrón de acumulación de contaminantes diferente (Figura 6.2). Normalmente para una misma talla, el silvestre (cuyo crecimiento es mucho más lento) contiene más contaminantes persistentes que el cultivado. Por otra parte el mejillón

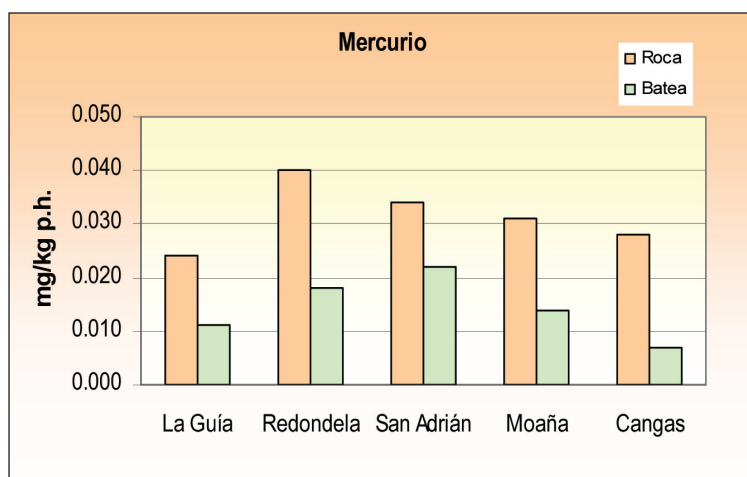


Figura 6.2. Comparación entre los niveles de Hg en mejillón de roca y mejillón de batea.

silvestre al crecer en zonas intermareales, filtra aguas más superficiales, que generalmente son las más contaminadas.

El IEO ha estudiado sistemáticamente, durante años, la ría de Vigo utilizando el mejillón silvestre (*Mytilus galloprovincialis*) como especie indicadora de la contaminación. El objetivo de esta serie histórica es conocer como evoluciona la contaminación marina a lo largo del tiempo, y comprobar cual es el grado de efectividad de las medidas que se han ido adoptando para reducirla.

En la ría de Vigo se estableció un punto de muestreo anual (Samil) elegido como representativo de la Ría, por ser el que más se acercaba al valor medio de los principales contaminantes persistentes presentes en la Ría en su conjunto. Se ha observado que existe una tendencia decreciente estadísticamente significativa en el contenido de Pb en los mejillones analizados (Figura 6.3). Este descenso puede deberse fundamentalmente a que ha dejado de utilizarse este elemento en los carburantes de automoción.

El Hg no muestra tendencias temporales significativas, siendo el rango de concentraciones a lo largo de los años bastante homogéneo, oscilando entre 0.101 y 0.173 mg/kg p.s. Para el Cd, Cu y Zn se aprecian pequeñas variaciones, pero no tendencias significativas.

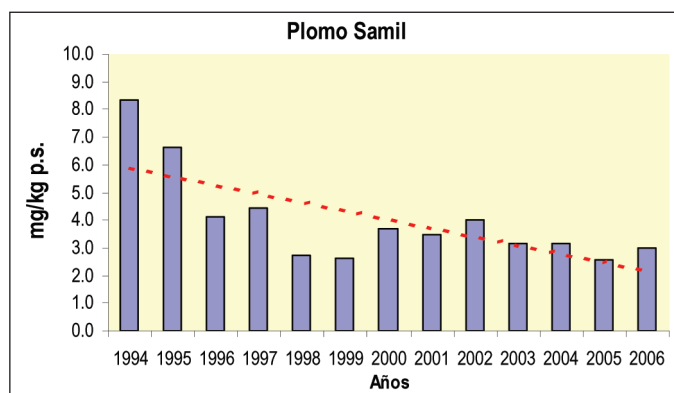


Figura 6.3. Evolución de las concentraciones de Pb en mejillón silvestre.

Comparando las concentraciones de Pb con las obtenidas en otros puntos del Atlántico español, se observa que los niveles existentes en la costa Cantábrica son superiores a los de la Gallega. Los mejillones de la ría de Pontevedra presentan, junto con los de la costa Asturiana, los mayores valores de Hg. (Figura 6.4).

Para observar las variaciones espaciales, se han estudiado durante años ocho puntos situados en ambos márgenes de la Ría.

Los niveles de Pb se van incrementando, en ambos márgenes, desde las zonas más externas de la Ría hacia las más internas, observándose que los puntos del margen sur presentan valores más elevados que los del norte. A Guía presenta niveles del mismo orden que las dos estaciones interiores. Este patrón de distribución se ha mantenido a lo largo de los años estudiados.

El Hg, Figura 6.5, sigue una distribución igual que el Pb, sin embargo, en cada uno de los puntos, los rangos obtenidos en los diferentes años son muy semejantes. El Cd tiene un comportamiento diferente a los otros metales: los niveles máximos se presentan en las zonas más externas de la Ría (Figura 6.5), lo que confirma que estos valores pueden deberse a factores naturales más que a aportes antropogénicos, ya que el afloramiento existente en la plataforma continental transporta elevadas cantidades de este metal.

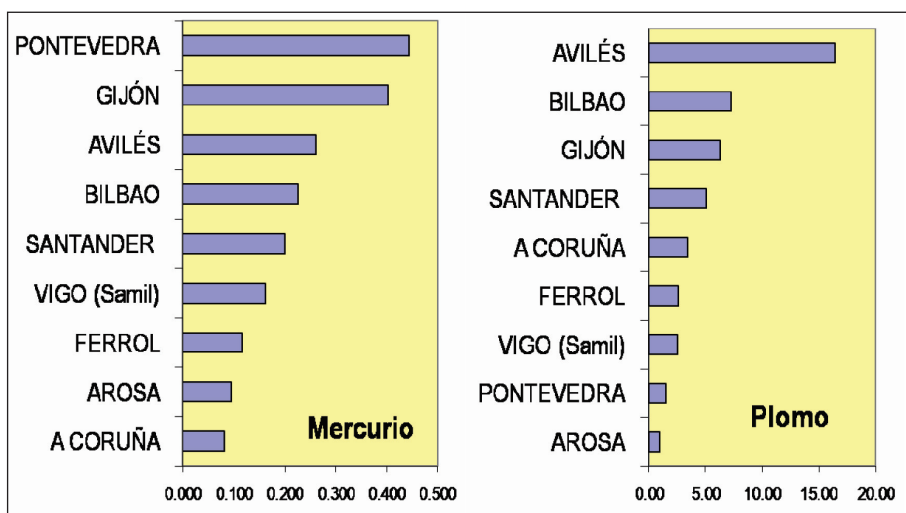


Figura 6.4. Comparación entre las concentraciones de Hg y Pb (mg / kg p.s.) en mejillón silvestre en zonas Atlánticas españolas

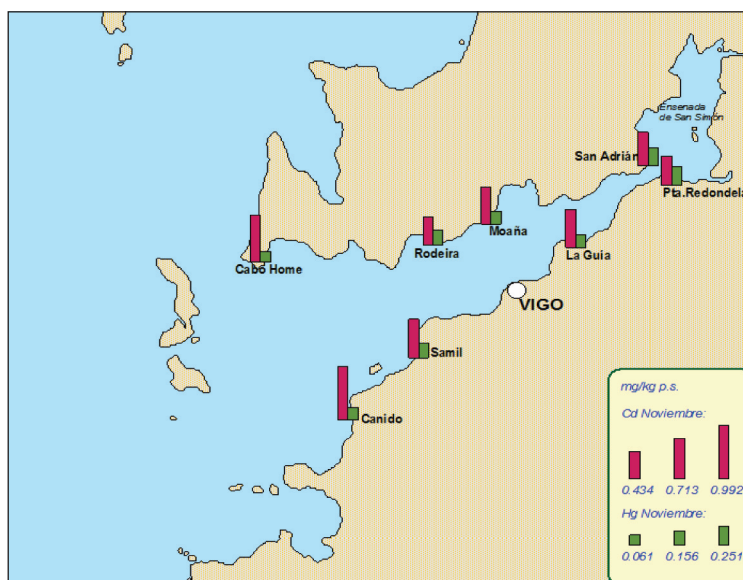


Figura 6.5. Concentraciones de Cd y Hg en mejillón silvestre.

Los valores de Cu y Zn son muy homogéneos entre todos los puntos estudiados. Para el primero el valor máximo se observa en A Guía (7.45 mg/kg p.s.) y el mínimo en Cabo Home (5.19 mg/kg p.s.). Para el Zn se obtienen valores entre 433 y 220 mg/kg p.s.

En la Ría existen importantes bancos naturales de moluscos bivalvos además de un número importante de bateas para el cultivo del mejillón. Los niveles de metales en estas especies (mejillón de batea, almeja babosa, almeja fina, almeja japónica, berberecho, navaja, longueirón o volandeira) son muy inferiores a los límites legislados en el Reglamento CE Nº 1881/2006, excepto los valores de Pb en volandeira, que lo sobrepasa, como también ocurre con las muestras de esta especie de la ría de Arosa.

Sedimentos marinos. Los sedimentos superficiales alrededor del eje central y en la Ensenada de San Simón son principalmente fangos ricos en materia orgánica, siendo más arenosos cerca de los márgenes. Diversos grupos de investigación han estudiado los niveles de estos elementos en los sedimentos de la Ría, sin embargo el amplio rango de diferentes fracciones seleccionadas en los diversos estudios hace que sea difícil comparar los resultados.

Los niveles de Hg presentan un aumento casi constante desde el mar abierto hasta la parte media de la Ría, alcanzándose los valores más elevados en los perfiles comprendidos entre A Guía-Moaña, (Figura 6.6) a partir de esa zona se produce una ligera disminución hacia el interior de la ensenada. La influencia de la mayor actividad industrial y portuaria del margen sur se refleja en las concentraciones de este elemento.

El Cd y el Pb presentan una distribución similar, en la que se van incrementando sus concentraciones desde el exterior hasta el interior de la Ensenada de San Simón (Figura 6.7). Los valores máximos corresponden a puntos próximos a la ciudad de Vigo y a la zona más interna, probablemente en esa zona existe o existió un foco de contaminación relativamente importante de esos metales.

En la Tabla 6.7 se presentan, en mg/kg peso seco, los rangos de metales en sedimentos superficiales de la ría de Vigo (distribución espacial e interior de las dársenas portuarias), así como de varias zonas costeras españolas. En general, los niveles en Vigo son superiores a la

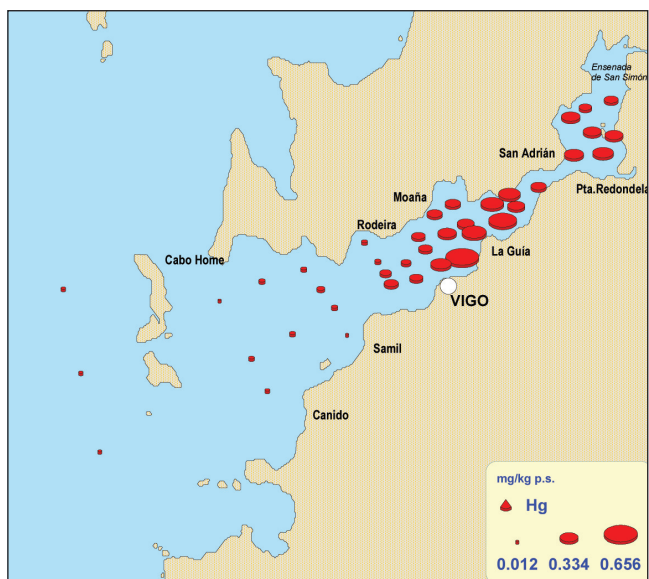


Figura 6.6. Distribución espacial de Hg en sedimentos superficiales de la ría de Vigo.

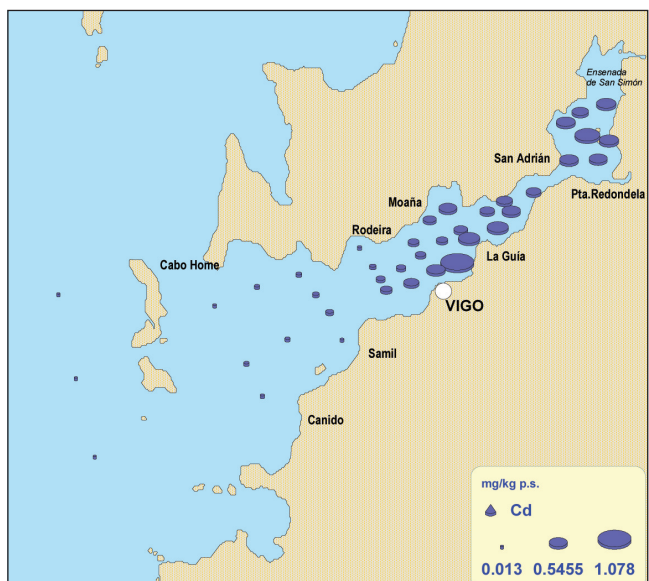


Figura 6.7. Distribución espacial de Cd en sedimentos superficiales de la ría de Vigo.

mayoría de los valores de Galicia y del Cantábrico, e inferiores a los máximos del golfo de Cádiz que corresponden a la ría de Huelva.

Se puede concluir que la mayor parte de los fondos presenta una contaminación que puede calificarse entre baja y moderada, pero en zonas de la parte media o interna puede ser mediana o alta. Esta distribución espacial se justifica por la naturaleza de los sedimentos, la densidad de población, la industrialización y la elevada actividad portuaria.

<i>Área</i>		<i>Cadmio</i>	<i>Mercurio</i>	<i>Plomo</i>	<i>Cobre</i>	<i>Zinc</i>	<i>Níquel</i>	<i>Cromo</i>
Vigo	Ría	0.013-1.08	0.010-0.656	8.72-268	0.883-165	11.7-348	<1.00-47.6	5.35-77.3
	Puertos	0.013-1.52	0.010-1.61	23.4-295	1.05-250	25.7-731	1.00-42.8	12.5-104
Galicia		0.031-0.127	0.002-0.045	3.86-21.3	2.23-14.0	22.1-96.5	2.90-22.6	6.58-57.0
Cantábrico		0.068-0.410	0.013-0.879	10.0-100	1.13-47.6	42.5-237	2.73-49.8	8.69-639
Golfo de Cádiz		0.029-2.77	0.047-3.46	11.1-842	6.3-1692	67.8-1901	4.53-61.4	20.4-122

Tabla 6.7. Rangos de concentraciones de metales pesados en sedimentos de la ría de Vigo y otras zonas del Atlántico.

Como ocurre con la distribución espacial, las dársenas portuarias del margen sur presentan unos niveles de metales superiores a las del norte. Con bastante diferencia, la zona más contaminada se encuentra en Bouzas, en las cercanías de unos astilleros. En las proximidades del muelle de Rande (antiguo cargadero de mineral), también se detectan valores elevados. Los puertos y dársenas están por término medio entre 2 y 15 veces más contaminadas que el resto de la Ría.

COMPUESTOS ORGANOCOLORADOS EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS

Amelia González-Quijano y Teresa Nunes. Centro Oceanográfico de Vigo.(IEO)

Los compuestos organoclorados, tal como indica su nombre, son hidrocarburos que incluyen átomos de cloro en su molécula. Se trata de un grupo de compuestos que han sido ampliamente utilizados desde la década de los cincuenta en distintas actividades indus-

triales y agrícolas. Se caracterizan por su toxicidad y persistencia tendiendo a acumularse a lo largo de la cadena trófica, por lo que se han convertido en uno de los grupos de contaminantes prioritarios en todos los estudios medioambientales. A pesar de las restricciones de uso existentes (Convenio de Estocolmo) se siguen encontrando en los distintos compartimentos ambientales.

Pueden entrar en el mar a través de la atmósfera, o directamente desde tierra por aportes urbanos, industriales, ríos, agua de lluvia, etc. Se transportan en el agua asociados a las partículas, principalmente orgánicas, y pueden depositarse en los fondos por sedimentación, permaneciendo en ellos durante muchos años. Están disponibles para los seres vivos directa o indirectamente a través de varios procesos: ingestión de partículas, cadena alimenticia, procesos de resuspensión del sedimento, etc.

En el medio marino, las dos familias de organoclorados más abundantes son la de los Bifenilos Policlorados (PCBs) y la de los DDTs. Ambas sustancias tienen un marcado carácter lipofílico y se acumulan preferentemente en los tejidos grasos de los seres vivos. Los PCBs constituyen un conjunto de compuestos organoclorados formado por 209 congéneres, los cuales difieren significativamente tanto en sus propiedades físicas como ecotoxicológicas en función del grado de cloración y de la posición de cloros en la molécula. Generalmente, en todos los programas de control y estudio de la contaminación marina sólo se incluyen 7 de estos congéneres, que son los más representativos: CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153 y CB180, cuya suma de concentraciones se indica por SCB7.

El DDT es un insecticida que fue muy empleado para el control de plagas en la agricultura, combatir la malaria y como pesticida doméstico. Su uso está prohibido o restringido en los países desarrollados, sin embargo, se sigue utilizando en amplias zonas. Se degrada dando lugar al pp'DDE y pp'DDD, que presentan unas toxicidades muy similares al producto original. Se suele representar la suma de estos tres compuestos como SDDTs.

Además de los DDTs se determinaron los pesticidas clorados: HCB (Hexaclorobenceno), aldrín, α HCH, γ HCH (lindano), cis-clordano y trans-clordano, pero todos ellos presentan valores muy bajos

en la Ría, tanto en los seres vivos como en el sedimento, por lo que no son relevantes.

Organismos marinos. En la Figura 6.8 se presentan las concentraciones de SCB7 en mejillón de roca *Mytilus galloprovincialis* de ocho zonas de la Ría, correspondientes a los años 1998 y al 2004. Se observa una ligera disminución en todas las áreas excepto en Samil, que presentó un notable incremento (vertido puntual importante), por lo que se llevó a cabo un seguimiento particularizado para conocer su evolución temporal, comprobándose que los niveles disminuyen significativamente a los pocos meses, y se mantienen en el tiempo, aunque con algunas oscilaciones debidas a otros vertidos irregulares de menor cuantía.

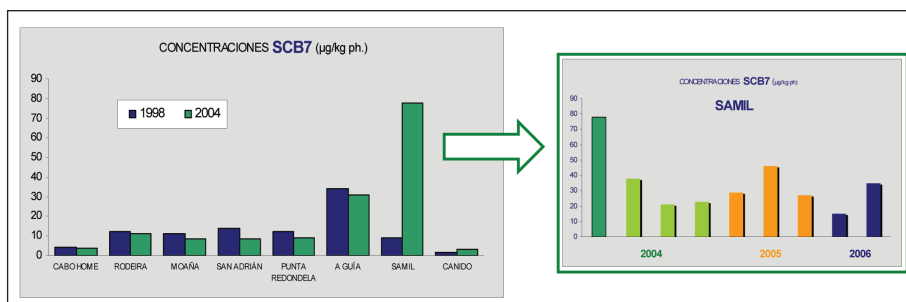


Figura 6.8. Concentraciones de SCB7 en mejillón de roca de la ría de Vigo. Control y seguimiento en Samil

En la Figura 6.9 se comparan las concentraciones medias del período 1998-2005 en distintas zonas de la Ría con el Criterio Ecotoxicológico máximo (EAC) propuesto por el Convenio OSPAR para identificar áreas de atención prioritaria, que en el mejillón de roca y para SCB7 está establecido en 10 µg/kg peso húmedo (p.h.). Como se observa, solamente Samil, si se incluye el 2004, y A Guía superan ampliamente este criterio o límite ecotoxicológico. Este último punto presenta muchas variaciones temporales, oscilando sus concentraciones en el período estudiado entre 17 y 55 µg/kg p.h. para los citados SCB7.

En la misma figura, también se efectúan comparaciones con los niveles existentes en Arosa (zona con escasa influencia urbana e industrial), Santander (pantalán), en el interior de la bahía y cerca de

diversas industrias y A Coruña, que presenta unas características intermedias entre ambas zonas.

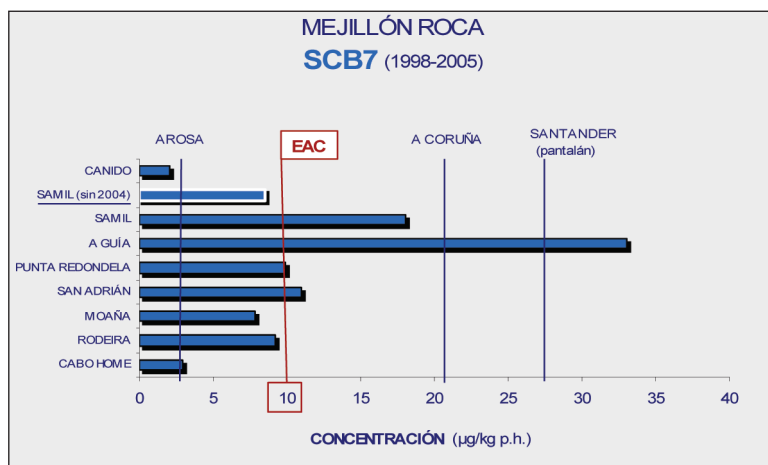


Figura 6.9. Comparación de las concentraciones de SCB7 con las de otras zonas y con el valor EAC

En los organismos marinos normalmente el DDE es el mayoritario, por lo que se suele utilizar como representativo de la familia de los DDTs. Las concentraciones del DDE en el mejillón de roca de todas las zonas estudiadas están muy por debajo, hasta diez veces menos, del EAC para este compuesto. En la Figura 6.10 se hace una comparación con los niveles de DDE de otras zonas. Los valores más elevados se obtienen también en A Guía, aunque se observa una disminución desde el año 1998 hasta la actualidad en que la concentración es de 0.69 µg/kg p.h.

Asimismo, se estudiaron los niveles de estos contaminantes en otros seres vivos de la Ría, como son el mejillón de batea, cuyos niveles de SCB7 varían entre los 3.6 µg/kg p.h. de Limens y los 19 y 20 µg/kg p.h. de Punta Redondela y Chapela; la almeja fina (*Ruditapes decussatus*) que presenta un rango de concentración entre 1.0 y 7.5 µg/kg p.h.; la almeja babosa (*Venerupis pullastra*) entre 0.9 y los 5.5 µg/kg p.h., y el berberecho (*Cerastoderma edulis*) entre 1.0 y 6.8 µg/kg p.h.. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Carro y col., 2006. En todos los casos, las concentraciones más elevadas se encuentran en A Guía.

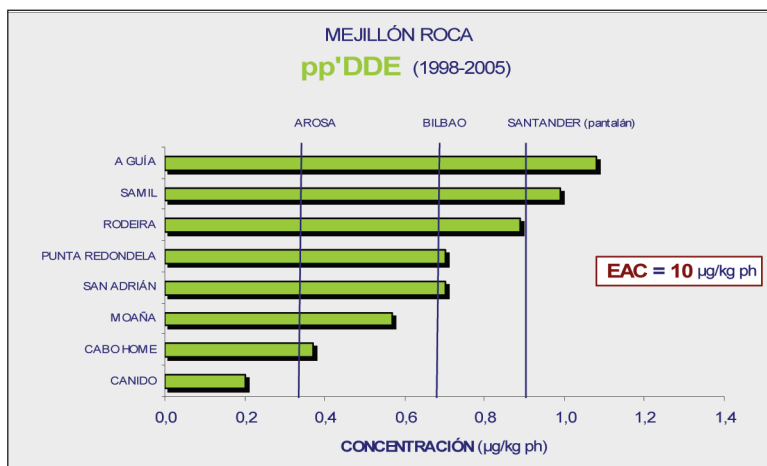


Figura 6.10. Comparación de las concentraciones de DDE con las de otras zonas y con el valor EAC

Para el DDE los valores en el mejillón de batea oscilan entre los 0.35 µg/kg p.h. de Limens y 1.39 -1.43 µg/kg p.h. de Redondela y Chape-la. En la almeja fina los niveles varían entre 0.10 y 0.58 µg/kg p.h.; en la almeja babosa entre 0.12 y 0.66 µg/kg p.h. y en el berberecho el ran-go es 0.07- 0.24 µg/kg p.h.. También en estas tres últimas especies los máximos aparecen en A Guía aunque no son valores preocupantes.

Sedimentos marinos. Para averiguar si existía contaminación por estos compuestos en los sedimentos superficiales de la ría de Vigo y determinar qué zonas están más y menos contaminadas se hizo un estudio denominado “de distribución espacial”, analizando muestras en 28 puntos repartidos por toda la Ría, fuera de zonas portuarias. Las Figuras 6.11 y 6.12 muestran las distribuciones de contaminación en-contradas para SCB7 y SDDT. Como se puede ver, los valores más ele-vados se han encontrado en el área que rodea a la ciudad y al puerto de Vigo; los valores intermedios se observan en las demás zonas cen-trales e interiores de la Ría, y en dirección a la “boca” de la misma de-crecen hasta valores casi indetectables. La distribución de niveles su-giere que la zona costera de Vigo es la fuente principal de PCBs y DDTs a la Ría. Para tener una idea de la posible toxicidad de estos sedimen-tos, se comparan estos datos con los Criterios EACs. En 20 de los 28

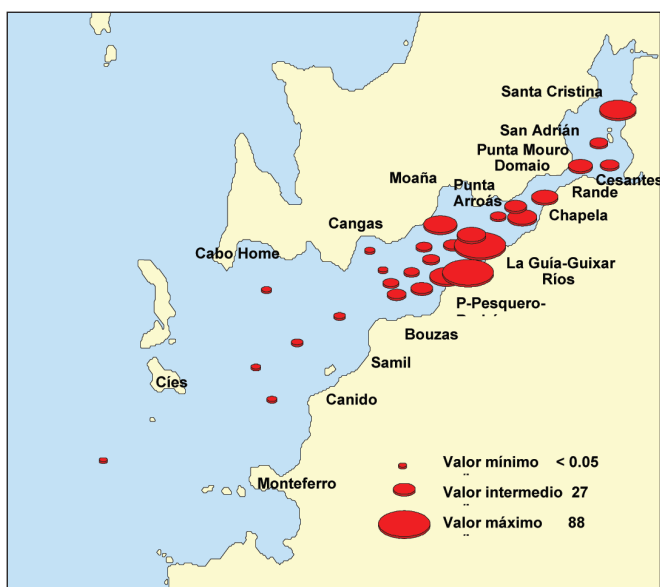


Figura 6.11. Distribución de CBs en sedimentos. SCB7 ($\mu\text{g/kg p. s.}$).

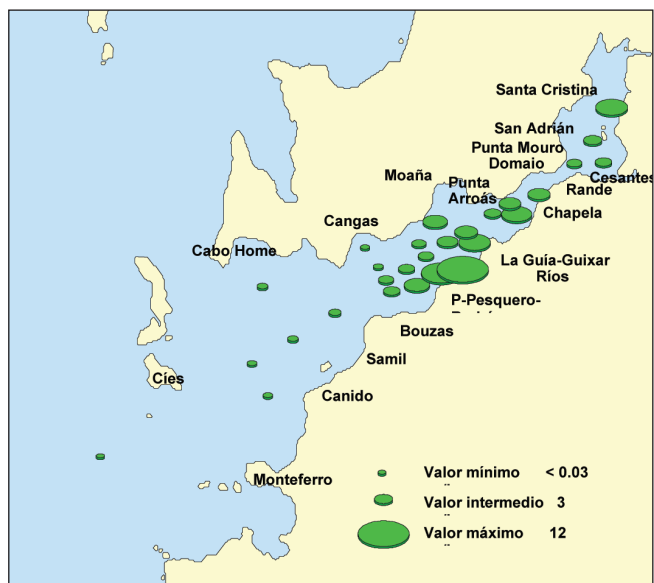


Figura 6.12. Distribución de DDTs en sedimentos. SDDT ($\mu\text{g/kg p. s.}$).

puntos los sedimentos superan el Valor Ecotoxicológico Máximo (EACMax) de SCB7 para sedimentos ($SCB7 = 10 \mu\text{g/kg p.s.}$).

En el caso de los pesticidas organoclorados, solo existe EAC para el DDE: el EAC máximo (EACMax DDE = $5 \mu\text{g/kg p.s.}$) es superado solamente en un caso, pero 26 de los 28 puntos superan el EAC mínimo (EACMin DDE = $0.5 \mu\text{g/kg p.s.}$).

En un estudio posterior se analizaron sedimentos superficiales en 33 puntos de diferentes zonas portuarias en la ría de Vigo. Los resultados de SCB7 y de SDDT se muestran en la Figura 6.13, y puede verse que los valores más elevados de SCB7 y SDDT (color rojo en la Figura 6.13) ocurren en las zonas portuarias de Vigo como Berbés, Bouzas, A Guía-Guixar, Rande; en las demás zonas portuarias de la Ría los niveles de SCB7 y SDDT observados han sido mucho más bajos que en la zona de Vigo. Las concentraciones mínimas encontradas (en color verde en la Figura 6.13) no difieren significativamente de las observadas en los sedimentos exteriores a las zonas portuarias.

En 27 de los 33 puntos de zonas portuarias estudiados se supera el EACMax para SCB7 (Figura 6.13). En cuanto a los DDTs, 5 puntos superan el EACMax para el DDE, pero 29 de 33 superan el EACMin, y 11 superan EACMax/2.

Si comparamos con otras rías y estuarios, las concentraciones más elevadas de CBs de la Ría son el doble de las observadas en sedimentos de la ría de Pontevedra, y similares a las encontradas en la ría de Bilbao. Asimismo son del orden de las descritas para estuarios europeos de elevada población e industrialización moderada. Los sedimentos de zonas estuáricas y portuarias altamente industrializadas y urbanizadas pueden alcanzar valores de cientos y hasta de 1000-1500 $\mu\text{g/kg}$.

La contaminación por DDTs es semejante a la observada en las rías de Pontevedra y Bilbao, aunque mucho más baja que la de zonas costeras pobladas, industrializadas y de agricultura intensiva del Mediterráneo: los valores de SDDT descritos para sedimentos del delta del Ebro son el doble de los máximos observados en la ría de Vigo, siendo 10 veces más altos los del delta del Ródano.

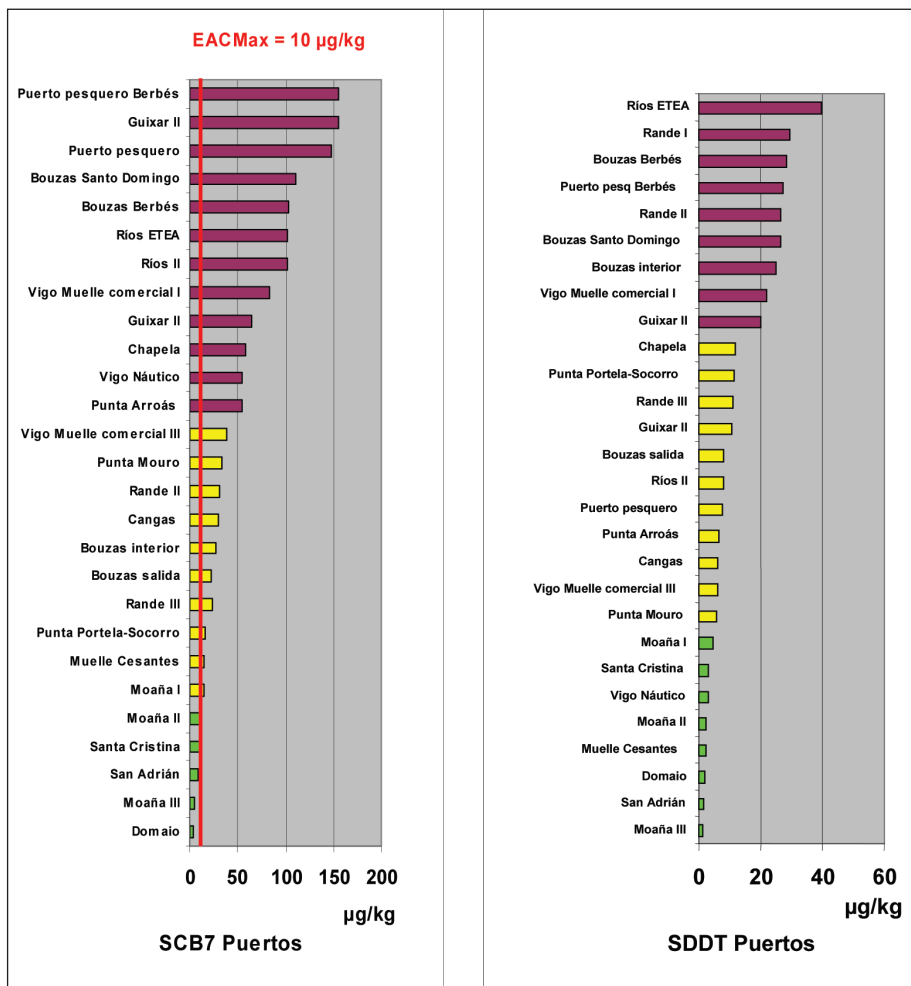


Figura 6 13. SCB7 y SDDT en puntos de zonas portuarias de la ría de Vigo (µg/kg p. s.)

HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (PAHs) EN SERES VIVOS Y SEDIMENTOS

Lucía Viñas, Ángeles Franco y José Antonio Soriano. Centro Oceanográfico de Vigo (IEO).

Los PAHs son compuestos orgánicos formados por varios anillos bencénicos fusionados. Estos compuestos pueden tener un origen natural (actividad volcánica y biosíntesis), aunque en la mayor parte de los casos se generan durante la realización de diversas actividades humanas tales como la quema de combustibles fósiles (calefacción, transporte, etc.), incendios forestales, derrames de productos petrolíferos y cualquier otro proceso en el que se lleve a cabo combustión incompleta de materia orgánica.

Son una familia de cientos de compuestos que, en general, son tóxicos. Algunos de ellos son además cancerígenos, mutagénicos y/o teratogénicos (causan daños al feto). Entre estos últimos cabe destacar el benzo[a] pireno que se considera el PAH cancerígeno de referencia y al que normalmente se refieren los valores de toxicidad.

Los compuestos orgánicos no polares, tales como los PAHs, debido a su baja solubilidad en agua, en el medio marino tienden a adsorberse a las fases orgánicas disponibles tales como los tejidos de los seres vivos o la porción orgánica de los sedimentos y partículas en suspensión. Aunque los organismos marinos pueden bioacumular PAHs a partir del agua, la ingesta o los sedimentos, en peces y/o organismos superiores no se encuentran en cantidades apreciables debido a que existen mecanismos de metabolización de estos compuestos. Estos sistemas de detoxificación no aparecen o son más ineficaces en moluscos o crustáceos, lo que los convierte en buenos bioindicadores de contaminación por PAHs.

Organismos marinos. Debido a que la concentración de los PAHs, así como la de otros contaminantes en el medio marino, puede experimentar variaciones a lo largo de las diferentes estaciones del año, es importante tomar las muestras en la misma época todos los años para poder llevar a cabo comparaciones temporales y espaciales. Por este motivo, durante varios años se ha realizado un mues-

treo semestral (junio y noviembre) de mejillón silvestre en ocho puntos de la ría de Vigo. En la Figura 6.14 se representan los valores de la suma de los 13 PAHs (S13 PAHs) individuales analizados (fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, benzo[a]antraceno, criseno, benzo[e]pireno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, benzo[g,h,i]perileno, dibenzo[a,h]antraceno e indeno[1,2,3-c,d]pireno) en los puntos seleccionados en los muestreos de noviembre de 1998 y noviembre de 2004. Exceptuando el valor de A Guía de Noviembre de 1998, que presenta una concentración excepcionalmente elevada, debida quizá a un vertido puntual, los valores más altos generalmente se observan en las estaciones de San Adrián y A Guía, seguidos de Moaña y Rodeira, todos ellos cercanos a puntos donde se desarrollan actividades industriales, urbanas y/o portuarias de cierta importancia. En todos los casos las concentraciones

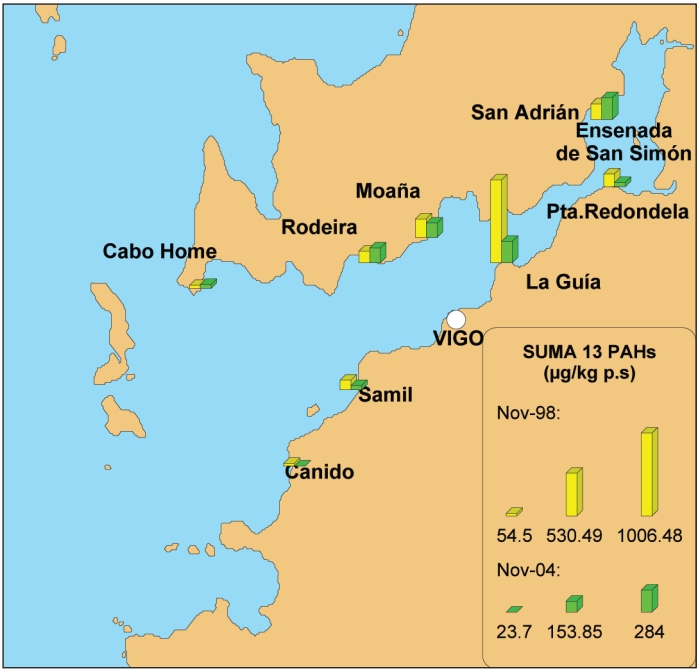


Figura 6.14. Distribución espacial de las concentraciones de PAHs en mejillón.
Noviembre 1998 - noviembre 2004

son del orden de los 200-300 $\mu\text{g/kg}$ peso seco (p.s.) para la S13 PAHs. En las zonas más externas de la Ría: Canido y Cabo Home, estos valores descienden hasta un orden de magnitud.

Si se comparan estos resultados con los de otras zonas costeras españolas, se puede observar que son ligeramente superiores a los de otras rías gallegas como Pontevedra o Arosa (del orden de los 150-170 $\mu\text{g/kg}$ p.s.), pero inferiores a los de otras áreas como Avilés, Santander (pantalán) o Bilbao, donde se alcanzan valores en el rango de 600-1.500 $\mu\text{g/kg}$ p.s., llegando en casos puntuales hasta cerca de los 3.000 $\mu\text{g/kg}$ p.s.

En cuanto a la evolución temporal que presenta la contaminación por este tipo de compuestos, cabe destacar el descenso observado en los valores de A Guía (Figura 6.15) desde el inicio de los estudios. Sin embargo, en San Adrián (Figura 6.16) se aprecia un ligero ascenso en los últimos años, alcanzando los niveles más altos en el muestreo de 2004. Con valores muy similares para la S13 PAHs se encuentran los puntos de Moaña y Rodeira, pero en estos dos casos no se observa tendencia temporal significativa.

Además del mejillón de roca o silvestre, se dispone de datos de especies comerciales cultivadas en la ría de Vigo. Entre las especies estudiadas se encuentran el berberecho (*Cerastoderma edule*), la al-

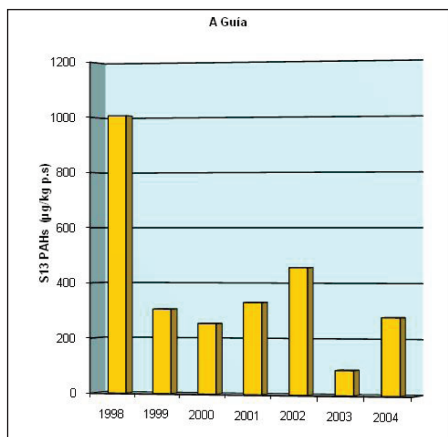


Figura 6.15. Evolución temporal de la S13 PAHs en $\mu\text{g/kg}$ p.s. en A Guía

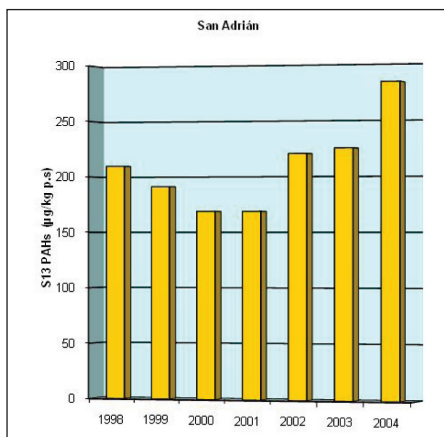


Figura 6.16. Evolución temporal de la S13 PAHs en $\mu\text{g/kg}$ p.s. en San Adrián

mejía fina (*Ruditapes decussatus*) y babosa (*Venerupis pullastra*) y el mejillón de batea.

Para las especies comerciales suele usarse como criterio de comparación la suma de 6 PAHs (S6PAHs: benzo[a]antraceno, benzo[b]fluoranteno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, dibenzo[a,h]antraceno e indeno[1,2,3-c,d]pireno) que es el utilizado por Sanidad, estableciéndose un máximo permitido de 200 µg/kg p.s. para la extracción, comercialización y consumo de estas especies. En todos los casos estudiados la S6PAHs fue inferior a este máximo. Además, los valores en la ría de Vigo son, en general, inferiores a los de la ría de Pontevedra.

De berberecho se han analizado muestras procedentes de A Guía, del interior de la ensenada de San Simón y de Moaña. Las concentraciones más elevadas se encontraron en la zona de A Guía, seguidas de las de la ensenada de San Simón. La almeja babosa se estudió en Cesantes, Toralla y Alcabre, encontrándose en todos ellos valores muy similares (del orden 60-90 µg/kg p.s. para la S13 PAHs, entre 6-15 µg/kg p.s. para la S6 PAHs). Para la almeja fina también A Guía presentó valores superiores a los de Cesantes. Las bateas de mejillón utilizadas para el análisis de especies comerciales están situadas en Moaña, San Adrián, Redondela y Chapela, encontrándose en estas últimas las concentraciones más elevadas.

Todas las especies comerciales presentan por tanto, un patrón de distribución de PAHs muy similar al de los mejillones silvestres: concentraciones más altas en las zonas internas y cercanas a los núcleos de población, y más bajas hacia la parte exterior de la ría.

Sedimentos marinos. Se ha realizado un estudio de sedimentos superficiales de la ría con el fin de conocer los niveles de contaminación de PAHs en esta zona. Para ello se diseñaron tres muestreos con distintos objetivos.

En primer lugar, para obtener una visión general de las concentraciones de los citados contaminantes en la Ría, se hizo un “chequeo” que permitió conocer la distribución geográfica en toda el área. En la Figura 6.17 se aprecia claramente que las concentraciones de hidrocarburos son más elevadas en la zona interior y media de la Ría (Rande-A Guía-Vigo-Moaña), disminuyendo al aproximarse a la zona exte-

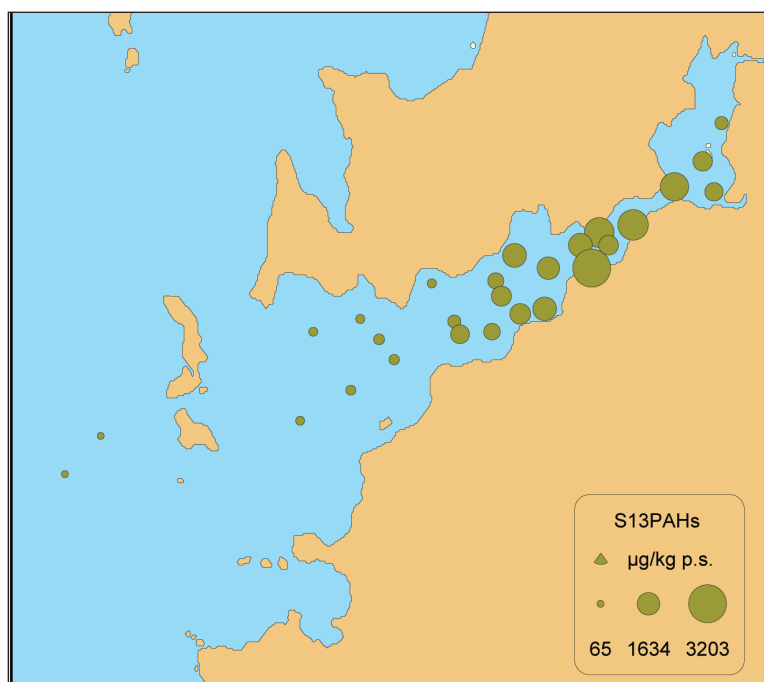


Figura 6.17. Distribución espacial de S13PAHs en sedimentos superficiales

rior, alcanzando los valores mínimos en las proximidades de las islas Cíes, donde la tasa de renovación de agua es más elevada, favoreciendo así la dilución y el transporte de los contaminantes.

Para interpretar los resultados hay que tener en cuenta que el tipo de sedimento es un factor muy importante: los sedimentos muy finos (lodos) tienen, además, valores elevados de materia orgánica, éstas dos características favorecen la retención de los contaminantes, mientras que los sedimentos más arenosos presentan valores muy bajos de materia orgánica y como consecuencia una menor tendencia a fijar la contaminación de su entorno.

En las zonas con mayor concentración de hidrocarburos (Rande-A Guía-Vigo-Moaña) el porcentaje de materia orgánica es siempre superior al 6 % mientras que en la zona más limpia no supera el 3%.

Utilizando como base la información obtenida en el primer estudio, se diseñó un segundo muestreo, para hacer un seguimiento en el tiem-

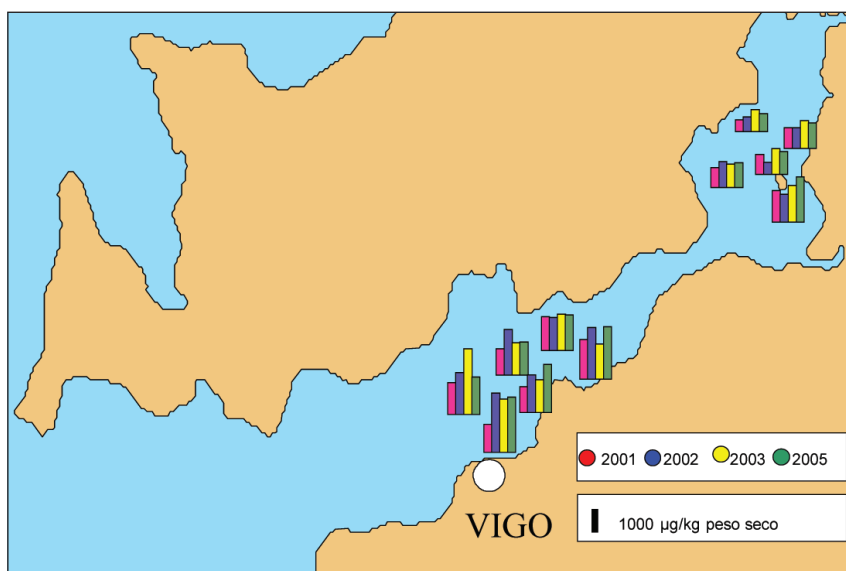


Figura 6.18. Suma de 13 PAHs en sedimentos superficiales: variación en los últimos años.

po de las concentraciones de hidrocarburos en las zonas que aparecían como más problemáticas: la Ensenada de San Simón, A Guía y Vigo.

En la Figura 6.18 se muestran los resultados obtenidos en los años 2001, 2002, 2003 y 2005, en los que se puede observar que en el interior de la Ría los niveles de hidrocarburos se mantienen relativamente homogéneos, mientras que la zona de A Guía y Vigo experimenta variaciones mayores. Estos resultados responden, probablemente, a la elevada actividad de tráfico portuario.

El objetivo del tercer estudio fue obtener información acerca de los niveles de hidrocarburos en las zonas portuarias, para ello se tomaron muestras en puntos situados en el interior de las dársenas más importantes de la ría. Los resultados obtenidos están dentro de un rango comprendido entre los 500 µg/kg p.s. de Bouzas y 10.000 de Guixar (I) (Figura 6.19).

Comparando con otros puertos de la costa española, se puede ver (Tabla 6.8) que los niveles de PAHs en Vigo son superiores a los de Cádiz pero similares a los de otros puertos como Barcelona o Bilbao.

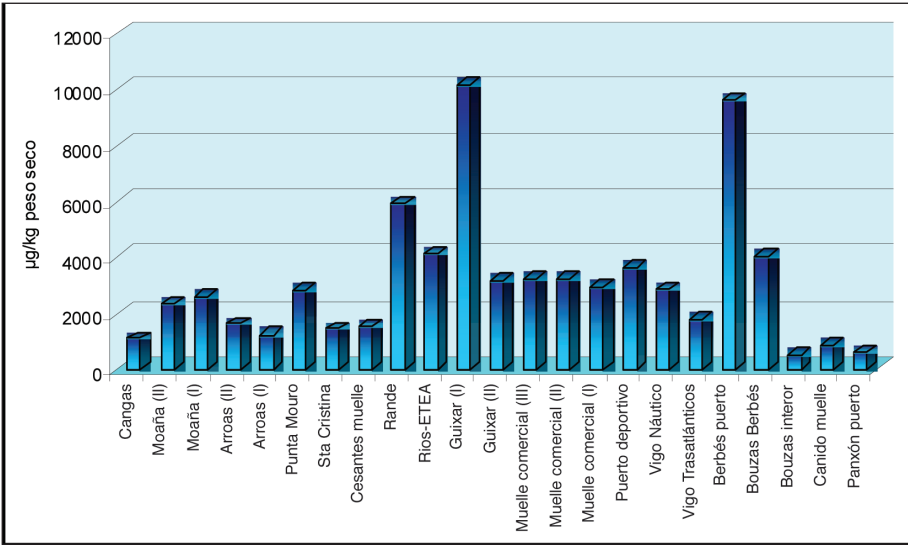


Figura 6.19. S13 PAHs en zonas portuarias.

Conviene destacar que los valores mínimos pueden no ser comparables debido a que los criterios de delimitación de la zona portuaria pueden ser diferentes.

Puerto	Mínimo	Máximo
VIGO	500	10.000
CÁDIZ	10	800
BARCELONA	1.500	6.600
BILBAO	5.500	9.000

Tabla 6.8. S 13 PAHs en zonas portuarias

COMPUESTOS ORGANOESTÁNNICOS

Juan José González y José Fumega. Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO).

Como ejemplo de los efectos subletales se puede emplear lo que le sucede a los gasterópodos cuando en su hábitat existen los llamados TBTs (tributil estánnicos), que son una familia de compuestos de estaño y diversos radicales orgánicos, principalmente butilo. Estos compuestos se emplean en pinturas de barcos y estructuras marinas fijas, ya que al ser muy tóxicos tienen un gran poder “antiincrustante”, por lo que son usados como “antifouling” para evitar que gran número de pequeños seres vivos (se han identificado unas 200 especies) se adhieran a las superficies de los barcos, lo que hace que se reduzca notablemente la velocidad de desplazamiento. Los TBTs en algunos gasterópodos, como es el caso del caracolillo *Nucella lapilus* o en *Nassarius reticulatus*, producen lo que se llama Imposex, que puede definirse como el desarrollo en las hembras de características sexuales de los machos. Cuando los niveles de TBTs en el agua alcanzan determinados valores, las hembras desarrollan un órgano análogo al pene de los machos cuya longitud puede ser superior al de éste. El sistema hormonal está distorsionado, la reproducción se altera y, en algunas zonas, las poblaciones de gasterópodos están disminuyendo o ya han desaparecido debido a la presencia de estos compuestos.

Los organoestánnicos afectan también a otras especies aún en concentraciones muy bajas: fito y zooplancton, mejillón, etc. En la ostra, además de afectar a la reproducción, causa anomalías en los mecanismos de calcificación, haciendo crecer el espesor de la concha y retardando su crecimiento longitudinal dándole una apariencia de bola. Estos productos químicos fueron los responsables de las enormes mortalidades de la ostra en Inglaterra y Francia (especialmente en Arcachón), que llegaron a la casi desaparición en esas zonas de dicha especie.

El fenómeno del Imposex está muy relacionado con el tráfico marítimo: los barcos van perdiendo parte de sus pinturas, que contienen TBTs, que pasan al agua y de esta a los seres vivos y a los sedimentos.

La utilización de estos compuestos está prohibida, pero el control no es muy efectivo y se continúan empleando, aunque, en general, parece que sus concentraciones, tanto en los sedimentos como en los seres vivos y el agua, así como sus efectos, están disminuyendo muy lentamente.

Ría	Zona	Imposex IRLP*	ΣBTs**
Vigo	Rande	80	448
Vigo	Bouzas	83	729
Vigo	Samil	34	163
Vigo	San Simón	62	273
Ferrol	Maniños	96	1332
Betanzos	Veigue	23	166
A Coruña	Santa Cristina	92	1168
Muros	Fogareiro	15	132
Muros	Creo	83	1132
* IRLP = Índice de Longitud Relativa del Pene			
**ΣBTs = Suma de mono, di y tributilestaño en gasterópodo (ng Sn/g peso seco)			

Tabla 6.9. Imposex y suma de organoestánicos en diferentes zonas de la ría de Vigo y otras rías gallegas.

En la Ría los valores más altos de Imposex, expresado como índice de la longitud relativa del pene, en %, corresponden a Bouzas y Rande y los más bajos a Samil y San Simón (Tabla 6.9), y para la suma de mono, di y tributil estaño, las menores concentraciones también se encuentran en Samil y San Simón y las más elevadas en Bouzas y Cangas. En la citada Tabla, confeccionada con datos tomados del trabajo que aparece en la bibliografía, se observa que en zonas concretas de las rías de Ferrol y A Coruña aparecen los niveles más elevados de Galicia tanto de Imposex como de suma de organoestánicos, mientras que en las rías de Betanzos y Muros aparecen los más bajos. En esta última, la elevada concentración que aparece en Creo es debida posiblemente a las existencia de un astillero que utilizó durante varios años estos compuestos en las pinturas de los barcos.

MICROBIOLOGÍA

Cristina Álvarez.- INTECMAR. Vilaxoán – Pontevedra.

Las rías bajas y, en particular, la de Vigo, constituyen un hábitat con peculiaridades geográficas y climáticas, en el que, debido a su riqueza en nutrientes, proliferan gran cantidad de microorganismos. La mayoría de estos microorganismos, entre las bacterias principalmente, las de los géneros *Pseudomonas*, *Aeromonas* y *Vibrio*, forman parte del ecosistema marino. Algunos de estos microorganismos pueden ser patógenos humanos, como el *Vibrio parahaemolyticus*.

Existen otros microorganismos que invaden el medio marino, procedentes de otros ecosistemas, y actúan produciendo daños más o menos graves, considerándose los más importantes en este sentido aquellos que pueden llegar, mediante la cadena alimentaria o a través de las zonas de recreo (playas, puertos deportivos, campings), al ser humano y producir determinadas enfermedades, entre las más importantes se encuentran, las gastroenteritis de origen vírico (enterovirus) o bacteriana (*Salmonella*) y la hepatitis A.

Estos contaminantes llegan al medio marino a través de distintas fuentes, siendo las principales: los **colectores de aguas fecales**, bien como vertido directo, bien como vertido de aguas procedentes de la depuración; los **colectores de aguas de lluvia**, que pueden arrastrar materias procedentes de la ganadería y otros; y las **aportaciones fluviales** de la cuenca que arrastran todo tipo de contaminantes.

Los moluscos bivalvos, de gran importancia económica en la ría de Vigo, son filtradores que, durante su alimentación, pueden incorporar a sus tejidos microorganismos patógenos procedentes del medio marino contaminado, y pueden presentar un riesgo para la salud cuando se consumen crudos o poco cocinados. Esta es la razón por la que la producción de moluscos está sometida a un riguroso control microbiológico por parte de las administraciones públicas en todo el mundo.

Este control se realiza a partir de microorganismos indicadores, como en el caso de *Escherichia coli* (*E. coli*), bacteria no patógena salvo casos excepcionales, que sin embargo, pueden estar acompa-

ñadas de gérmenes mucho menos inocuos, por lo que su presencia en los moluscos no es grave en sí misma, pero sí puede ser indicativa de la presencia de otras bacterias especialmente patógenas. Utilizamos por lo tanto la bacteria *E. coli* como medidor de la calidad de las aguas para el consumo de moluscos, gasterópodos, equinodermos y otros invertebrados marinos, pues su resistencia en el mar es limitada y por lo tanto su presencia señala una contaminación relativamente próxima en el espacio y en el tiempo.

Como establece la normativa, en Europa las zonas de producción se clasifican en A, B y C dependiendo del nivel de *E. coli*. Así, en una zona clasificada como A, de muy bajo contenido fecal, el producto se puede comercializar directamente, mientras que, a medida que el nivel de contaminación fecal aumenta (siempre dentro de un margen de calidad), pasa a clasificación B en la que, como paso previo a la venta del producto en el mercado, éste tiene que someterse a un proceso de depuración, y a clasificación C, en la que el producto solo vale para consumo tras su reinstalación durante un período prolongado, de modo que cumpla las normas sanitarias de clase A. Las zonas en las que los niveles de *E. coli* son superiores a C no pueden producir para consumo humano.

Condiciones aplicables a las zonas de producción (Reglamento (CE) 854/2004).

Zona A: < 230 *E.coli* por 100 g de carne y líquido intravalvar.

Zona B: < 4.600 *E.coli* por 100 g de carne y líquido intravalvar.

Zona C: < 46.000 *E.coli* por 100 g de carne y líquido intravalvar.

Una de las características de un ecosistema de estuario como la ría de Vigo es la constante contaminación procedente de fuentes humanas y no humanas. Un crecimiento rápido de población así como una industrialización continuada puede llevar a incrementos de este tipo de contaminación. En la ría de Vigo hay una serie de colectores y emisarios de aguas fecales que, según su localización, su flujo de vertido, y en función de las corrientes y la climatología, pueden provocar la contaminación microbiológica en la ría. La distribución del contaminante, en este caso *E. coli*, es variable por lo tanto en el tiempo y en el espacio y depende de múltiples factores.

La ría de Vigo está subdividida en 7 zonas de producción según la Orden de 8 de septiembre de 2006, todas ellas de clasificación B (excepto la ensenada de Baiona clasificada como C), pero con diferentes niveles de contaminación según la distribución y las aportaciones de cada una. Las zonas más contaminadas son la ensenada de Baiona y las partes más pobladas del interior de la ría, las inmediaciones del puerto de Vigo y el estuario del río Lagares. Las de menor contaminación fecal son la boca de la ría, la zona de Vilaboa en la parte interna y los polígonos de bateas.

Los gráficos representan los porcentajes de valores de *E. coli*/100 g que pertenecen a una zona A, B o C, obtenidos en dos de los puntos de control microbiológico de moluscos bivalvos más representativos en la ría de Vigo, desde 1998 a 2006. Estos puntos son: Redondela, que presenta una evolución más o menos constante, y Moaña, que presenta una clara mejoría.

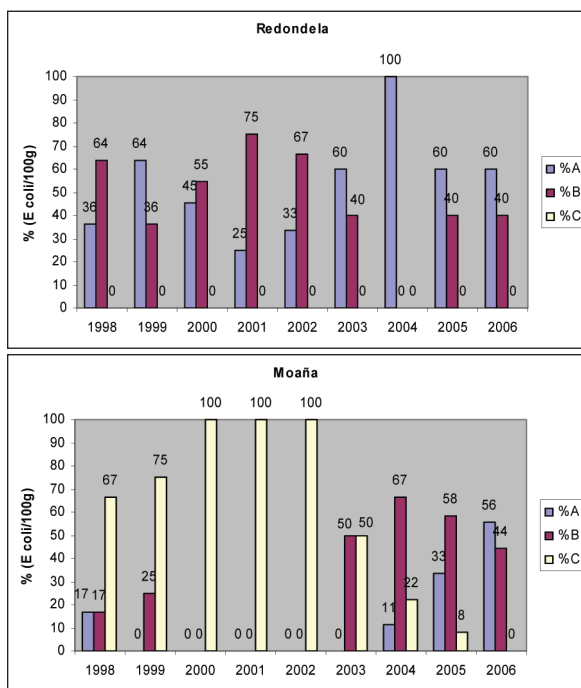


Figura 6.20. Evolución temporal de los valores de *E.coli*/100 g en dos zonas de la Ría.

DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Mariano Gómez . LABAQUA S.A.- Santiago de Compostela.

El agua residual urbana en la mayor parte de España está formada por la reunión de las aguas residuales procedentes del alcantarillado municipal, de las industrias asentadas en el casco urbano y en muchos de los casos de las aguas de lluvia que son recogidas por el alcantarillado.

La mezcla de las aguas fecales con las aguas de lluvia suele producir problemas en una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR), sobre todo en caso de tormentas, por lo que en las actuaciones urbanas recientes se están separando las redes de aguas fecales de las redes de aguas de lluvia.

Cuando un vertido de agua residual sin tratar llega a un río o al mar produce varios efectos entre los que se pueden destacar: a) Provoca un deterioro de la vegetación de las riberas con residuos sólidos gruesos que lleva el agua residual, tales como plásticos, utensilios, restos de alimentos, etc.; b) Llena de sólidos los fondos y las orillas; c) Formación de malos olores por agotamiento del oxígeno disuelto del cauce que no es capaz de recuperarse; d) Entrada en el cauce de grandes cantidades de microorganismos entre los que puede haber elevado número de patógenos; e) Contaminación por compuestos químicos tóxicos o inhibidores de otros seres vivos (dependiendo de los vertidos industriales); f) Aumenta la eutrofización – favorece la presencia excesiva de algas - al aportar grandes cantidades de fósforo y nitrógeno.

Las instalaciones destinadas a la depuración de las aguas residuales procedentes de pequeños núcleos de población, alejados de los sistemas generales de saneamiento, deben ser sencillas de instalar y de mantener. A ello responden los llamados sistemas de depuración blandos. Entre los más significativos y utilizados se encuentran los siguientes: a) El lagunaje: Este sistema consiste en la depuración en estanques de estabilización. Una laguna de estabilización es un estanque excavado en la tierra que depura el agua residual que recoge. Las lagunas se pueden clasificar en varios tipos: 1) lagunas aerobias; 2) lagunas anaerobias; 3) lagunas facultativas; 4) fil-

tros verdes; 5) lechos de turba; b) contactores cilíndricos rotativos (biocilindros o biodiscos). El agua residual se hace pasar a través de unos tambores cilíndricos provistos de laminillas que contienen microorganismos que depuran.

En las poblaciones que ya poseen un número de habitantes considerable se utilizan las llamadas EDAR, para la depuración del agua. En estas instalaciones se hacen circular las aguas residuales por una serie de compartimentos, en cada uno de los cuales tiene lugar un proceso diferente: eliminación de los residuos sólidos, reducción de los materiales en suspensión, disminución gradual del contenido en materia orgánica, etc. A estos procesos se les denomina tratamientos.

Se distinguen dos tipos principales de EDAR, las urbanas y las industriales. Las EDAR urbanas reciben aguas residuales mayoritariamente de una aglomeración humana, mientras que las industriales reciben las aguas residuales de una o varias industrias.

En una EDAR existen varios procesos. El *Pretratamiento* se efectúa en dos etapas claramente diferenciadas: en una primera etapa de desbaste se eliminan primero los sólidos de mayor tamaño; después otras rejillas sucesivas eliminan los sólidos en función de su tamaño. Las rejillas se pueden poner en funcionamiento manual o automático. La segunda etapa del pretratamiento se realiza en los desarenadores-desengrasadores, donde se eliminan las grasas y aceites y, al mismo tiempo, la arena, desprovista casi en su totalidad de materia orgánica, sedimentará y será evacuada a un contenedor.

En el *Tratamiento Primario* se pretende eliminar la materia en suspensión sedimentable, para lo cual se emplean decantadores donde el agua se sedimenta, por acción de la gravedad. Si este proceso se potencia con reactivos se habla de tratamiento físico-químico. Habitualmente éste tratamiento físico-químico se divide en dos etapas: en la primera se produce la coagulación del agua en los tanques de mezcla rápida, y en la segunda se produce la floculación en los tanques del mismo nombre. Una vez conseguida la floculación mejora la sedimentación, ya que parte de los sólidos coloidales y disueltos pasan a ser sólidos en suspensión sedimentables.

El *Tratamiento biológico o secundario* consigue la eliminación de la materia orgánica disuelta convirtiéndola en sólidos sedimenta-

bles, que se retiran fácilmente del proceso. Adicionalmente se consigue el atrapamiento de sólidos coloidales y en suspensión. Si bien todos los tratamientos biológicos consiguen disminuir la Demanda Biológica de Oxígeno (D.B.O.₅), sólomente se consigue eliminar nitrógeno y fósforo si se diseña el proceso para ello.

El tratamiento biológico se realiza en reactores biológicos. Éstos pueden presentar apariencias muy diversas (circulares, rectangulares, canales...).

La decantación secundaria o clarificación final se realiza en varios decantadores, generalmente circulares, dotados de rasquetas que van suspendidas de un puente radial, arrastrando el fango hacia la zona central del decantador, desde donde dicho fango es recirculado a la entrada del tratamiento biológico.

El *objeto de la digestión* es disminuir el contenido de materia orgánica de los fangos y eliminar los microorganismos patógenos que contiene. Existen dos métodos: a) Aerobia, con presencia de oxígeno y b) Anaerobia, sin presencia de oxígeno.

Deshidratación de fangos.- Finalmente, y antes de ser evacuados al exterior, los fangos se deshidratan – se les quita la mayor cantidad de agua posible - en varias máquinas de filtrado acondicionándolo en línea con un polielectrolito que se dosifica automáticamente.

El fango así deshidratado, se transporta a través de cintas transportadoras a un silo para su posterior evacuación mediante camiones. Este fango deshidratado suele tener unas buenas características para ser reutilizado en agricultura, después de su compostaje. A este fango se le denomina también biosólido.

Problemas de las EDAR: Una EDAR que no funcione adecuadamente o que esté mal gestionada puede llevar asociados algunos problemas tales como malos olores, insectos, alergias y riesgo de contraer enfermedades.

Como resumen de la importancia de la depuración de las aguas residuales se pueden mencionar los siguientes puntos: a) No existe un procedimiento universal y único de depuración o tratamiento de las aguas residuales; b) Las instalaciones por sí solas no depuran, deben tener personal y medios adecuados; c) En la depuración de aguas no debe ahorrarse en la gestión ni en la explotación de las ins-

talaciones; d) Hay que analizar muy bien las aguas residuales para saber cual es el mejor tratamiento de depuración que se puede aplicar y la mejor tecnología que se debe utilizar; e) Fundamentalmente, y lo más importante, recordar que los cauces que reciben el agua residual tienen derecho a la vida, y que de dichos cauces es de los que después nos abastecemos las personas.

DRAGADOS, RELLENOS Y OTRAS ALTERACIONES FÍSICAS

Juan José González.- Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO).

Fundamentalmente en los puertos, es frecuente que para mantener su calado, aumentarlo o bien para cimentar distintas obras civiles, que se efectúen dragados.

Los fondos portuarios suelen contener concentraciones elevadas de contaminantes que durante las operaciones de dragado pueden pasar a la columna de agua tanto disueltos como particulados, con consecuencias indeseables para la biota presente en un área más o menos extensa. Entre estos efectos, además de mortalidades, pueden citarse: reducción de la fotosíntesis debido a la turbidez; disminución de la concentración de oxígeno necesaria para la respiración de la fauna; destrucción de las comunidades bentónicas existentes en los fondos retirados; removilización y/o solubilización de los contaminantes que entran en la cadena alimenticia, aumentando sus concentraciones en los seres vivos de la zona. Este incremento, en determinadas circunstancias, puede hacer no aptas para el consumo humano especies de interés comercial.

Como se ha puesto de manifiesto en apartados anteriores de este capítulo, en determinadas áreas de la Ría, por ejemplo ciertos puertos y proximidades de A Guía, la cuantía de contaminantes es elevada, como es el caso del plomo o los PCBs. El dragado de estas zonas puede poner en peligro la explotación de recursos marisqueros que se encuentren relativamente cercanos a las obras, ya que es posible que lleguen a superar los límites máximos de contaminantes permitidos por las autoridades sanitarias para proteger la salud humana.

El material extraído de los dragados de puertos, al no tener utilidad en tierra, en la mayoría de los casos se vierte al mar, no siempre en condiciones adecuadas, alterando los fondos y además, al atravesar la columna de agua, a veces durante cientos de metros, se repiten los efectos adversos que se acaban de señalar. Es decir, se produce un doble impacto negativo en el medio marino: en la zona de dragado y en la zona de vertido.

Con el objetivo de aumentar su espacio terrestre, los puertos también impulsan habitualmente rellenos de zonas marítimas. Los puertos de la Ría, esencialmente el de Vigo, en los últimos años han acudido con frecuencia a ganar superficie al mar por medio de rellenos, restándosela a la Ría y modificando su entorno. Además del efecto estético y paisajístico negativo que se produce, los rellenos provocan pérdidas de habitats marinos y mortalidades en las zonas próximas a la obra, especialmente de biota con movilidad reducida o nula o que tenga poco desarrollada la “reacción de escape”.

Los rellenos aumentan sin cesar y para comprobarlo no hay más que comparar las cartas náuticas actuales con las de hace unas decenas de años, u observar la parte externa de la Ría desde ciertas perspectivas, como puede ser el mirador del Paseo de Alfonso XII.

En ciertos casos, el espacio rellenado se está utilizando en actividades tan poco dependientes del mar como es un campo de fútbol.

Asimilable a los rellenos, aunque con menor impacto ambiental, es la ganancia de espacios portuarios por medio de pilotes.

La demanda de superficie portuaria es continua y parece no tener fin. Por otra parte, nadie garantiza que transcurridos unos años, industrias y empresas que están “presionando” para llevar a cabo rellenos, continúen ubicadas en la Ría o sus proximidades (deslocalización); pero una parte de ésta, si se accede a sus peticiones, habrá desaparecido o sufrido un menoscabo irrecuperable.

Otras obras civiles como diques, nuevos puertos, escolleras, junto con los dragados y rellenos producen modificaciones de las corrientes, alteran las playas y degradan los bancos marisqueros. También provocan turbidez debido a los sólidos en suspensión procedentes de los materiales utilizados en las obras, lo que reduce el paso de la luz indispensable para la fotosíntesis fitoplanctónica (y de

macro-algas), es decir para la producción primaria, de forma que la biomasa que se produce en la Ría, incluidos los recursos explotados por el hombre, disminuye con la consiguiente repercusión social y económica.

Los materiales inertes en suspensión no contaminados que puedan introducirse en la Ría, además de los efectos físicos directos negativos sobre el sistema respiratorio de algunas especies, afecta al metabolismo de los organismos filtradores, que tienen que excretar las partículas no asimilables con el consiguiente gasto energético lo que disminuye el crecimiento y el engorde, o lo que es lo mismo, produciendo mermas de la biomasa y perjudicando al acuicultor cuyo beneficio depende de los kilogramos de producto obtenidos.

Como ya se indicó en este libro, las rías bajas deben su elevada productividad a sus características hidrodinámicas y geomorfológicas y a un alto grado de acoplamiento temporal entre los ciclos físicos, químicos, geológicos y biológicos que tienen lugar en su interior. Así, estos espacios semicerrados y de gran valor ecológico son muy vulnerables a las perturbaciones antrópicas. La ría de Vigo es una unidad funcional físico-biológica, relacionada con la plataforma continental próxima y el entorno terrestre, por lo que las perturbaciones que se produzcan en cualquier punto de ella o sus cercanías repercuten en todo su conjunto. Por lo dicho, cualquier intervención de dragado, relleno, escollera, diques, etc. debe de evaluarse con el conjunto de las obras/actuaciones anteriores, tales como las muy agresivas de Bouzas y del Berbés, y las que están previstas para el futuro.

Estas características hacen que actuaciones humanas, que en mar abierto son admisibles, en las rías sean peligrosas o inaceptables, de forma que las actuaciones que se lleven a cabo en ellas, tienen que ser suficientemente meditadas y ponderar adecuadamente las consecuencias que puedan tener a largo plazo, para lo que la responsabilidad institucional es indispensable y en la ría de Vigo en los últimos tiempos no siempre existió.

LEY DE PROTECCION DE LAS RÍAS GALLEGAS

Juan José González Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO).

y Ricardo Beiras ECIMAT Universidade de Vigo.

La ley 8/2001 de 2 de agosto, de Protección de la Calidad de las Aguas de las Rías de Galicia y Ordenación del Servicio Público de Aguas Residuales Urbanas, (DOGA número 161 de 21 de agosto de 2001), después de reconocer la singularidad de las rías gallegas por su riqueza ecológica, paisajística, y económica, y alertar sobre la presión urbana e industrial a la que están sometidas, se marca como objetivo: compatibilizar los usos urbanos e industriales de las rías con el marisqueo, el turismo y el baño.

Como objetivos más específicos propone: a) regular la depuración de las aguas residuales; b) gestionar el canon de saneamiento a través de “Aguas de Galicia” y c) establecer unos objetivos de calidad de las aguas y unos límites de vertidos que se indican en los correspondientes Anexos.

Desafortunadamente, los objetivos de calidad propuestos carecen del mínimo rigor científico o técnico y en algunos casos son totalmente incompatibles con la información ecotoxicológica disponible en la actualidad. De este modo, en casos concretos, las concentraciones propuestas como objetivos de calidad, que como ya se ha señalado, deben de ser lo más próximas posible a los valores de referencia y un objetivo a alcanzar a largo plazo, son más de mil veces superiores a los valores de referencia que se indicaron en la Tabla 6.1. Se recuerda que España es signataria del convenio OSPAR que fué quien estableció los citados valores. Además, los objetivos de calidad propuestos en la Ley de las Rías de Galicia superan, con mucho, los objetivos de calidad existentes en el Reino Unido y los establecidos por la norteamericana EPA, o los ya citados EACs de OSPAR como puede observarse en la Tabla 6.10. En ciertos casos las concentraciones propuestas como objetivo de calidad superan las existentes en la actualidad en las aguas de la Ría, con lo cual se llega al absurdo de que para alcanzar el objetivo de calidad propuesto en la Ley habría que contaminar la ría de Vigo. El caso del Cu es especialmente relevante, ya que la concentración objetivo es superior a

las concentraciones que son tóxicas para los bivalvos. En la Tabla 6.10 que aparece a continuación se indican otros ejemplos.

	$\mu\text{g/l}$	
	Ley rías	Otros criterios
Cd	5	0.01-0.1*/25**
Hg	0,5	0.005-0,05*
Ni	50-200 (según dureza!!)	30**
Zn	30-500 (según dureza!!)	0,5-5*/140**
DDTtotal	25	0,13***

* = Criterio de valoración ecotoxicológica. OSPAR 1997

** = Objetivo de calidad del Reino Unido para protección del agua de mar para peces y moluscos

*** = Agencia de Protección Ambiental (EPA). USA

Tabla 6.10. Comparación entre los objetivos de calidad de las rías gallegas con otros criterios

De otra parte, en los metales Cu, Ni y Zn el objetivo de calidad es variable según sea la “dureza del agua”. Este es un parámetro que carece de sentido aplicarlo al agua de mar y esto es conocido desde hace más de un siglo. El Ca y el Mg (responsables de la dureza) son elementos mayoritarios del agua marina por lo que se relacionan exacta y precisamente con la salinidad.

Asimismo, en unos elementos no se indica si la concentración se refiere a la forma disuelta, a la particulada o a la total (Hg, Cd); en otros (As, Ni, Pb y Se) se especifica que la concentración es solo la fracción disuelta y en el caso del Zn se señala que se trata de la concentración total (disuelta más particulada). En la literatura científica, y por lo que se refiere a agua de mar, no se ha encontrado justificación a estas diferencias.

Por lo anterior, se recomienda la derogación o modificación de la Ley que se comenta.

RESUMEN

Juan José González. Centro Oceanográfico de Vigo. (IEO).

Los tres tipos más importantes de contaminación que existen en la Ría en 2007 son: a) microbiológica; b) contaminantes persistentes y c) rellenos y otras alteraciones físicas causadas por obras civiles en el litoral, según la definición oficial de contaminación marina.

La primera está en vías, más o menos avanzadas, de solución debido a la amenaza de una elevada multa impuesta por la U.E. y por la presión del sector marisquero.

Las cantidades de contaminantes persistentes que llegan a la Ría, salvo alguna excepción, están disminuyendo y dentro de algunos años serán un problema menor que en la actualidad.

Por el contrario, los rellenos y las modificaciones de los márgenes marítimos aumentan sin cesar y a corto-medio plazo no se vislumbra una limitación espacial o temporal a estas actividades. A este tipo de contaminación, que es la más preocupante hay que dedicarle atención preferente.

Es necesario pues, la instalación de sistemas de depuración eficaces y sostenibles de las aguas industriales y urbanas que tienen como destino la Ría, pero también es prioritaria una definición clara y concreta de los usos de la misma. En el establecimiento de esta delimitación deben de intervenir todos los usuarios, y no solo los portuarios. Así se podrá lograr, con asesoramientos técnicos y científicos adecuados, la protección de la conveniente calidad ambiental de la Ría, que tiene que incluir indudablemente los recursos ecológicos y los lúdico-paisajísticos, así como los renovables, tanto explotados como no explotados.

BIBLIOGRAFIA

- Alvarez-Iglesias P. 2006. El registro sedimentario reciente de la Ensenada de San Simón (Ría de Vigo, Noroeste de España): interacción entre procesos naturales y actividades antropogénicas, Tesis Doctoral. Universidad de Vigo, Vigo, 356 pp.
- Beiras, R. 2006-Bioensaños de toxicidade- En F. Rodríguez Solerías (ed). Galicia. Tomo XLVIII, pp 430-449.
- Besada V., Fumega J. and Vaamonde A. 2002. Temporal trends of Cd, Cu, Hg, Pb and Zn in mussel (*Mytilus galloprovincialis*) from the Spanish North-Atlantic coast 1991-1999. *The Science of the Total Environment*, 288(3), 239-253.
- Besada V., Schultze F., Viñas, L. 1997. Distribución de metales pesados en sedimentos superficiales de la Ría de Vigo. In: R. Prego and J.M. Fernández (Editors), Procesos biogeoquímicos en sistemas costeros Hispano-Lusos, 79-85.
- Carr R.S., Long E.R., Windom H.L., Chapman D.C., Thursby G. 1996. Sediment quality assessment of Tampa Bay, Florida. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 15 (7), 1218-1231.
- Carro N., García A., Ignacio M. y Mouteira A. 2006. Distribution of PCBs compounds in bivalve molluscs coming from Galicia coast (N.W. Spain). ICES CM 2006/G:06.
- Depuradoras. Bases científicas. José Catalán Lafuente. Bellisco librería editorial. Madrid 1997.
- González-Quijano A., García A., Fumega J. y González J.J. 2006. Temporal variation of PCBs concentrations in mussel tissue in two areas of the Bay of Santander (Spain). *Ciencias Marinas* 32 (2B), 465-469.
- Nunes T., J. Fumega, J.J. González, I. Alves, B. Cambeiro. 2004. Clorobifenilos en sedimentos de puertos de la Ría de Vigo. Jornadas "Coñezamos a nosa Ría". Semana de la Ciencia y Tecnología. Vigo, 15 – 18 Noviembre 2004 (comunicación).
- Prego R. 2000. Ciclos biogeoquímicos en el mar. En "*Temas de Química Oceanográfica*" (J. López Ruíz, Coordinador), Tema 5, pp. 99-112. Publicado por UCA y UNED, Cádiz. ISBN 84-7786-577-9.
- Prego R., Cotté M-H., Cobelo-García A., Martín J-M. 2006. Trace metals in the water column of the Vigo Ria: offshore exchange in mid-winter conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68, 289-296.
- Ruiz J. M., Barreiro R. y González J. J. 2005. Biomonitoring organotin pollution with gastropods and mussel. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 287,169-176.
- Viñas L., Franco M. A. and González J. J. 2002. Distribution of PAHs in surficial sediments of the Vigo estuary, Spain. Central axis and adjacent shelf. *Polycyclic Aromatic Compounds* 22(2), 161-173.

- Viñas L., Franco A., Soriano J. A., González, J. J. 2005. PAHs en bivalvos comerciales: comparación entre las rías de Vigo y Pontevedra (NW de España). 6º Congreso Ibérico y 3º Iberoamericano de Contaminación y Toxicología Ambiental, Cádiz.
- Wilson D.P. 1952. A biological difference between natural waters. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.* 30, 1-21.

VII

EXPLOTACIÓN

Pesca, marisqueo y acuicultura en la Ría de Vigo

José Benito Peleteiro, Centro Oceanográfico de Vigo, IEO
Valentín Trujillo, Centro Oceanográfico de Vigo, IEO
Rafael Bañón, Grupo de Seguimento das Pesquerías de Baixura de Galicia
Jorge Ribó, Grupo de Seguimento das Pesquerías de Baixura de Galicia
Mercedes Olmedo, Centro Oceanográfico de Vigo, IEO
Blanca Álvarez-Blázquez, Centro Oceanográfico de Vigo, IEO
José Luis Rodríguez, Instituto Galego de Formación en Acuicultura (IGAFA)
Juan Pazó, Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, Xunta de Galicia
Juan José Otero, Centro Oceanográfico de Vigo, IEO

1. PESCA

1.1. Introducción.

1.2. Ordenación y Gestión de la Pesca.

1.3. Artes de pesca

1.3.1. Artes de trampa

1.3.2. Artes de Enmalle

1.3.3. Cerco-Arrastre

1.3.4. Artes de anzuelo

1.4. Explotación y Producción

2 MARISQUEO

2.1. Introducción

2.2. Bancos marisqueiros más importantes

2.3. Bancos naturales en la Ría de Vigo

2.4. Población Mariscadora.

2.5. Producción marisquera.

3. ACUICULTURA

3.1. Introducción

3.2. Sistemas de cultivos marinos

3.4. Especies cultivadas

3.4.1. *Cultivo de rodaballo* *Scophthalmus maximus* (Linnaeus, 1758)

3.4.2. *Cultivo de lenguado* *Solea senegalensis* (Kaup, 1858)

3.4.3. *El besugo*, *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)

3.4.4. *La centolla* (*Maja squinado*)

3.4.5. *Cultivo del mejillón*, *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819)

3.4.6. *El pulpo*, *Octopus vulgaris* (Cuvier)

3.5. CENTROS DE INVESTIGACIÓN Y EMPRESAS UBICADOS EN LA RIA DE VIGO

3.6. INTERACCIÓN ACUICULTURA – MEDIO AMBIENTE

1. PESCA

1.1. Introducción

El uso de artefactos y aparejos de pesca en la Ría de Vigo se remonta a la prehistoria y continúa durante la cultura castreña, época romana, medieval y moderna, hasta llegar a nuestros días. Así lo atestiguan los numerosos restos arqueológicos dispersos a lo largo de la Ría de Vigo (Isla de Toralla, Islas Cíes, Monte del Castro, etc.).

La existencia de los principales artes de pesca está ya documentada desde el siglo XII. La eficacia de estas artes queda reflejada en su permanencia inalterable en el tiempo sin apenas cambios, a excepción de los materiales con los que se manufacturan, actualmente de mayor resistencia y duración.

En la actualidad la pesca en Galicia sigue teniendo gran importancia, al ser una de las regiones europeas con mayor dependencia socio-económica de esta actividad. Es un sector muy arraigado y activo, que desarrolla su labor empresarial a lo largo de todo el mundo, bien como flota congeladora de gran altura, fresco de altura, empresas mixtas, etc. A menor escala y bajo el punto de vista industrial o de explotación, las pesquerías de litoral de Galicia se desarrollan fundamentalmente en una plataforma continental relativamente estrecha pero de gran riqueza, con valores de productividad primaria y secundaria de los mayores del mundo, debido fundamentalmente a las excepcionales condiciones climáticas y oceanográficas.

La flota de bajura o artesanal, englobada mayoritariamente en el censo de artes menores, opera fundamentalmente en el interior o en el entorno de las Rías, donde el componente tradicional, turístico, social y cultural cobra su máxima expresión. Las Rías Baixas representan casi el 70% del total de la superficie total de la de las Rías gallegas, mientras que la Ría de Vigo supone el 15%.

1.2. Ordenación y Gestión de la Pesca.

La conservación, gestión y explotación racional de los stocks - sobre todo: peces, moluscos y crustáceos-, tiene una especial relevancia para la Comunidad Gallega. En parte, debido al creciente interés de la sociedad por la protección del medio ambiente y por ser la pesca una de las actividades más importantes que se desarrollan en el medio marino, donde juega un papel social y económico muy relevante.

Para explotar, gestionar y poder desarrollar las pesquerías conservando los recursos vivos, es esencial tener un conocimiento lo más “real” posible del estado de los recursos y de los ecosistemas para realizar una gestión racional e integral de los mismos.

La ordenación pesquera engloba la gestión de recursos, el desarrollo técnico y los aspectos administrativos de una determinada política pesquera expresada en una serie de términos y medidas concretas. El fin último de la ordenación pesquera es preservar la renovación y rentabilidad de los recursos.

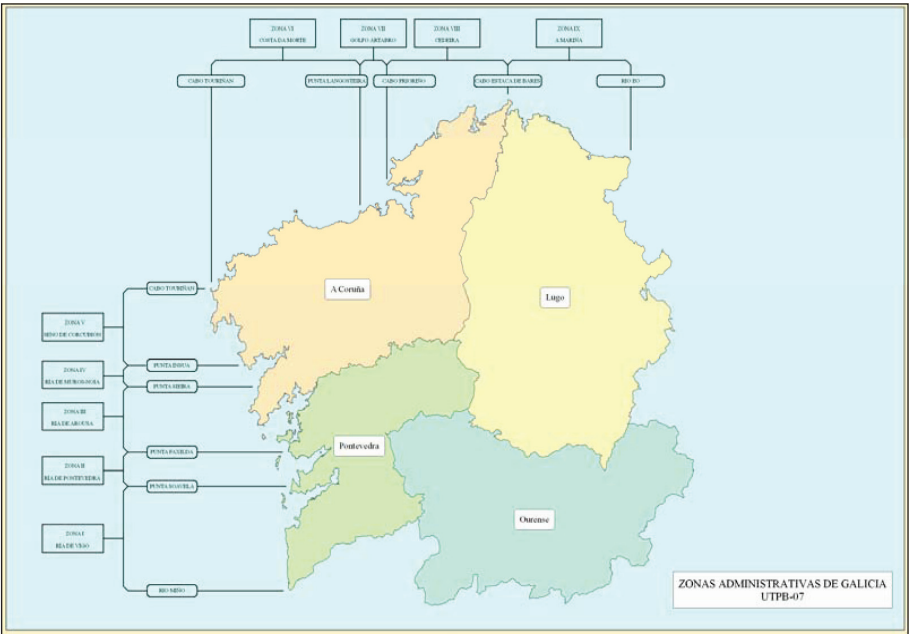
Conforme al Estatuto de Autonomía de Galicia, la Comunidad Autónoma tiene competencias exclusivas en materia de pesca en las Rías y demás aguas interiores. La Ley de pesca de Galicia (ley 6/1993), establece las normas para el ejercicio de la actividad dirigida a la explotación de los recursos marinos en sus distintas modalidades, entre otras, las relativas a los artes, aparejos y utensilios autorizados para pescar, así como su número. Su reglamentación se encuentra recogida en el Reglamento de la actividad pesquera y de las artes y aparejos permisibles en Galicia, aprobado por el Decreto 424/1993 y sus posteriores modificaciones, especialmente el Decreto 198/2004.

Donde cabe destacar algunos aspectos generales del mismo:

“...A actividade pesqueira en Galicia é unha actividade básica na súa economía, tanto polos ingresos que proporciona como polo seu impacto social, pero a súa adecuada regulamentación e desenvolvemento é complexa pois toda medida de regulación dos recursos mariños debe buscar tanto o máximo rendemento potencial das unidades de poboación existentes como

o benestar das comunidades pesqueiras que dependan tradicionalmente da pesca como medio principal de vida, tal e como sinala a Lei 6/1993, do 11 de maio, de pesca de Galicia.

Por outra parte, a actividade pesqueira ten por obxecto a explotación de recursos vivos renovables polo que é fundamental a súa xestión eficaz na procura dun desenvolvemento responsable e sustentable da pesca que haberá de se rexer polo principio de precaución. Nese sentido resulta necesaria a constante adopción de medidas técnicas que necesitan ser experimentadas co fin de garantir o seu acerto cara ao mellor aproveitamento dos recursos pesqueiros...”



Mapa 1. Zonas administrativas utilizadas para la gestión de recursos en la administración gallega.

- Permiso de explotación para ejercer la actividad pesquera y marisquera (PERMEX).
- Limitación de las unidades de pesca.
- Zonas administrativas de gestión (Mapa 1).
- Establecimiento de un horario de pesca.
- Selectividad de las artes (mallas, anzuelos, tamaño de la boca de las nasas, etc.).
- Tamaños mínimos especies capturadas.
- Vedas espaciales: Líneas de delimitación de zonas o Anexos (Mapa 2).
- Vedas temporales.
- Topes de capturas.



El Reglamento vigente se circunscribe a un entorno operacional de la explotación de los recursos pesqueros, donde se explicita que será bajo el Principio de Precaución, que es en la actualidad el marco general de gestión pesquera. Sin embargo, pese a ser un Reglamento relativamente reciente, no incluye el criterio de una Aproximación basada en el Ecosistema, en vigor en la actual Política Pesquera Común de la Unión Europea.

Para hacer una gestión integral y adecuada - bajo la perspectiva del ecosistema marino, en la línea de lo que plantea la Estrategia Marina de la UE – de la Ría de Vigo, sería necesario una mayor implicación de las Instituciones y Agentes sociales involucrados.

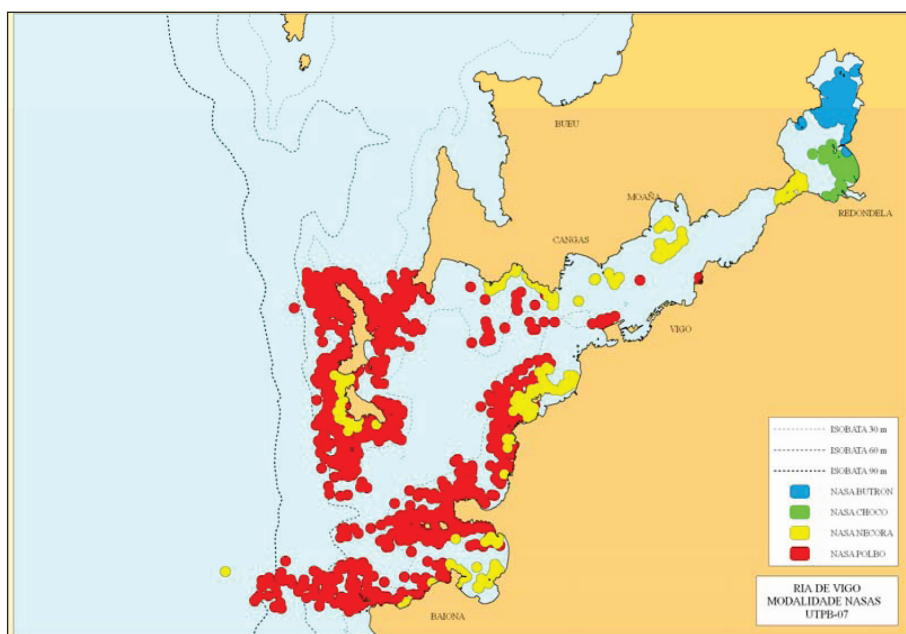
1.3. Artes de pesca

Para entender el funcionamiento de la actividad pesquera en la Ría de Vigo hay que tener en cuenta el medio sobre el cual se desarrollan estas pesquerías. Las diferentes condiciones del medio (topografía, sedimentos, hidrodinámica etc.) delimitan los habitats y comunidades explotadas por las distintas artes de pesca.

A continuación se hará una relación de las principales artes de pesca que operan en la Ría de Vigo con una breve descripción de las mismas, enumerando las principales especies que capturan y zonas donde faenan, así como otras características inherentes al desarrollo de las labores de pesca.

Artes de trampa (Mapa 3)

Las primeras trampas fueron probablemente el método más primitivo de pesca, aprovechando el flujo causado por los movimientos de las mareas y los cambios en los niveles de los lagos y ríos. La necesidad de crear un tipo de trampas móviles, que se pudieran transportar y desplazar con facilidad dio origen seguramente a las primeras artes de este tipo. En la Ría de Vigo podemos diferenciar dos tipos distintos de artes de trampa: los butrones y las nasas.



Mapa 3. Zonas habituales de trabajo para la modalidad de artes de trampa.

BUTRONES (Figura 1)

Constan de una parte central rectangular de red llamada “pesqueira” o “parada” al extremo de la cual y perpendicularmente se sitúan varios embudos concéntricos que desembocan en una última cámara, el cope, donde queda retenida la captura. En el butrón no se utiliza cebo; los ejemplares al encontrarse con la barrera de la pared intentan esquivarla hacia uno u otro lado metiéndose dentro de los embudos. Se introdujo en Galicia en los años 80 desde la Comunidad Valenciana y delta del Ebro, aunque ya eran conocidos y explotados desde la antigüedad en algunos ríos de Galicia.

Su uso está permitido en el fondo de la Ría, en la ensenada de San Simón, limitado por la línea que une el muelle de Santa Cristina con punta Cabo y por fuera de la línea recta imaginaria que une punta Ulló con punta Muxeira. Las embarcaciones que utilizan este arte proceden en su mayoría de la cofradía de Arcade (29 unidades)



Figura 1. Butrones plegados sobre una embarcación de Arcade.

y en menor medida de la de Redondela (3 unidades). La especie objetivo es la anguila (*Anguilla anguilla*) que constituye aproximadamente un 36% de la captura en peso, seguida del cangrejo verde (*Carcinus maenas*) con el 26%, camarón (*Palaemon spp.*) con el 6% y choco (*Sepia officinalis*) con un 5% como especies más significativas. La producción anual de anguila en la ensenada de San Simón varía mucho, alcanzando en los últimos años un valor mínimo de 14 t en 2005 y un máximo de 42 t en 2006. La explotación del cangrejo verde como aditivo en preparados de cocina constituye un nuevo recurso para este arte, con una producción en 2006 de 2 t.

El butrón desplazó y sustituyó a la nasa de anguila, utilizada ya desde la antigüedad en la misma zona, debido sobre todo al ahorro económico que supone no tener que cebar las nasas.

NASAS

La nasa es un arte de pesca pasivo y específico que atrampa las especies que intenta coger, atrayéndolas a partir de un cebo. Las nasas constan básicamente de un armazón o esqueleto, que le da forma, un revestimiento que recubre el armazón y una o más aberturas o bocas (fig. 2). Las nasas de Ría se denominan según la especie objetivo a la que se dirige, en forma sustantivada, y son fundamentalmente cuatro: nasa de choco, nasa de nécora, nasa de pulpo y nasa de camarón, de las cuales, sólo las tres primeras serán tratadas en este capítulo.

El uso de las nasas se hacía de forma esporádica, como complemento de otros artes más trabajados, y de mayor rendimiento, para no depender de manera exclusiva de ellos.



Figura 2. Nasas estibadas sobre un muelle pesquero de una localidad gallega.

1. Nasa de choco (Figura 3)

La nasa de choco es una nasa de grandes dimensiones y forma semicilíndrica, constituida por un armazón de madera cubierto con un revestimiento de red y una boca de entrada en uno de los laterales. La principal zona de pesca es la ensenada de San Simón, durante la época de reproducción del choco, de febrero a junio aproximadamente.

El cebo en este caso, unas ramas de pino joven, no es alimenticio sino reproductivo, debido a la necesidad del choco de encontrar un sustrato o lugar de fijación para depositar sus huevos. Entre 15 y 20 embarcaciones faenan cada año con esta arte, todas ellas de la cofradía de Redondela, con una producción en torno a las 2 t anuales de choco.

Es una nasa muy selectiva en la que la especie objetivo, el choco, constituye el 96% de la captura total, tanto en número como en peso.

La ensenada de San Simón es de los últimos reductos donde aún se utiliza la nasa de choco, auténtica reliquia de la cultura pesquera gallega.



Figura 3. Nasa de choco utilizada en la ensenada de San Simón (Ría de Vigo).

2. Nasa de nécora

La nasa de nécora más habitual en la Ría de Vigo es la nasa semicilíndrica de armazón de hierro y revestimiento de red, con un embudo o boca en su parte superior. El período de pesca viene regulado por el Plan Xeral de Explotación Marisqueira, que establece un período autorizado del 1 al 5 de enero y del 21 de julio al 31 de diciembre, con ligeras variaciones interanuales. El lance será siempre nocturno, desde el ocaso hasta el orto del sol. La nécora (*Necora puber*) constituye aproximadamente un 26% de la captura en peso, seguida de otras dos especies que comparten su mismo hábitat, el pulpo (*Octopus vulgaris*) con un 26% y el camarón con el 6%. Alrededor de un centenar de embarcaciones trabajan cada año a nasa de nécora, la mayoría de ellas pertenecientes a las cofradías de Cangas (39), Baiona (28) y Moaña (25).

No hay limitaciones zonales para este arte, pudiendo trabajar en toda la Ría. La pesca de nécora se lleva a cabo tanto en las zonas de bateas dedicadas al cultivo de mejillón, debido al aporte de alimento y modificación del substrato por parte de las bateas, como en las zonas rocosas del litoral, su hábitat más natural. Los más de 200 cascos de antiguos barcos o bateas hundidos en la Ría de Vigo –especialmente en la zona del Estrecho de Rande– también constituyen otra importante zona de pesca de este crustáceo.

3. Nasa de pulpo

La nasa de pulpo surge como una evolución de la nasa de nécora con ligeros cambios, como el alargamiento del embudo para impedir que el pulpo escape o el embolsamiento del cebo para dificultar su acceso al pulpo y prolongar su permanencia dentro de la nasa.

Los materiales, formas y tamaños son variables, siendo la más común en la Ría de Vigo la nasa de hierro semicilíndrica o poliédrica, con malla de revestimiento de PVC y embudo superior. Se puede utilizar en cualquier época del año, salvo en aquellos años en los que se establezca un período de veda, como sucede en la actualidad (2007). El número de embarcaciones que trabajan con nasa de pulpo a lo largo del año en la Ría de Vigo es de aproximadamente 90, principalmente de las cofradías de Baiona (46) y Cangas (29). A esta flota

local se suman ocasionalmente barcos del puerto de Bueu, en la Ría de Pontevedra, que trabajan en las inmediaciones de las Islas Cíes y barcos de A Guarda, que utilizan el puerto de Baiona como base invernal, por lo que el número de barcos fácilmente puede superar el centenar. La captura de pulpo con nasa cerrada está permitida por fuera de la Ría, según la línea de anexo I de la reglamentación, salvo en los meses de invierno, entre el 1 de octubre y 30 de abril, ambos inclusive, en los que se puede faenar por fuera de la línea del anexo V, situada más hacia el interior de la Ría de punta Balea a cabo de Mar). Dentro de la línea de anexo I se emplean exclusivamente nasas de tipo abierto. Las capturas principales son pulpo, que constituyen un 86% en peso, seguido de nécora (4%) y congrio (*Conger conger*) con un 3%.

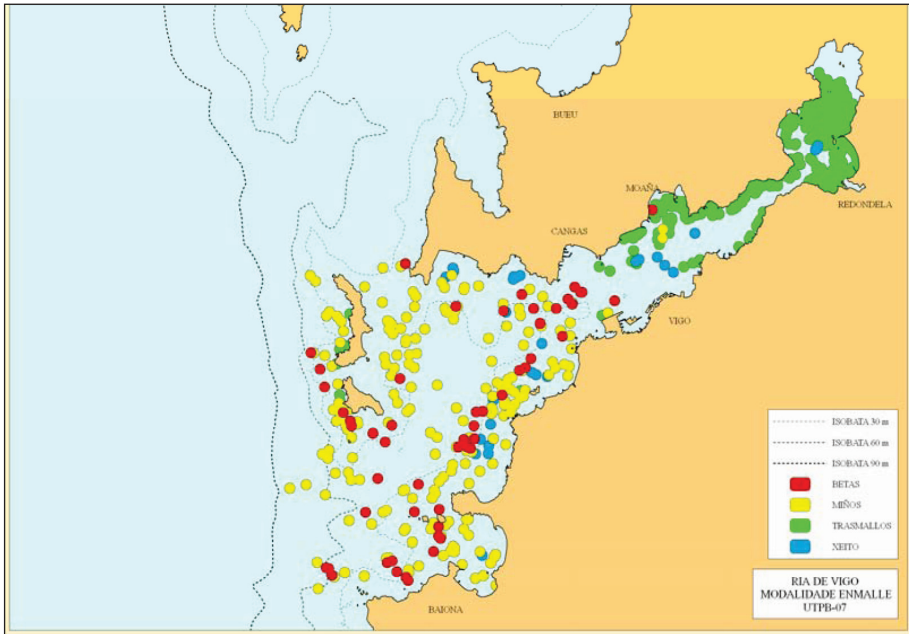
Artes de Enmalle (Mapa 4)

Las artes de enmalle son artes de pesca pasiva que se colocan como barreras en las zonas de paso de los peces capturando éstos de manera individual. Cada arte de enmalle está formado por elementos rectangulares de red o unidades de captura llamados piezas, que se disponen verticalmente sobre el fondo por medio de una relinga superior provista de flotadores y una inferior con plomos. La retención de las presas se produce de dos formas distintas:

- *Enmalle*: característico de las artes de un solo paño; las presas quedan retenidas en su propio impulso por las agallas, boca o cualquier elemento sobresaliente (espinas, protuberancias, etc.).
- *Embolsamiento*: característico de las artes de tres paños; el ejemplar pasa a través de las mallas de uno de los paños exteriores y choca con el paño interior que, al ser empujado, se introduce por las mallas del paño opuesto, dando lugar a la formación de un pequeño embolsamiento del que no puede liberarse.

TRASMALLOS

Es un arte de enmalle fijo de fondo, constituido por una o varias piezas, cada una de ellas formada por tres paños de red superpuestos (Figura 4). Los dos paños exteriores son de iguales dimensiones y del mismo tamaño de malla y diámetro de hilo. El paño interior, de



Mapa 4. Zonas habituales de trabajo para la modalidad de enmalle



Figura 4. Trasmallo utilizado habitualmente en la ensenada de San Simón (Ría de Vigo).

mallas de tamaño inferior, podrá ser de mayor extensión. El paño de fuera se llama *esmallo*, *malluco* o *malla lasa* y el del medio *enmalle*, *beta* o *malla ficheira*.

Se puede faenar con esta arte durante todo el año por fuera del Anexo III. Las embarcaciones menores de 2,5 TRB (tonelaje del buque) que no sean de nueva construcción podrán utilizar trasmallos por dentro de esta línea, tras la aprobación de un plan de pesca. El horario de trabajo será diurno, pudiendo ser caladas hasta 2 horas antes del orto y recogidas como máximo 2 horas después del ocaso.

Los trasmallos que se utilizan en las cofradías más hacia el interior de la Ría como Redondela y Moaña, con 47 y 44 embarcaciones respectivamente, tienen como especie objetivo el choco, que constituye un 60% de las capturas. La producción de choco capturado con trasmallos en la Ensenada de San Simón por la cofradía de Redondela fue en el 2006 de 24 t. En las cofradías más externas de Baiona y Cangas, con 11 y 27 embarcaciones respectivamente, el porcentaje de choco es menor, aumentando las capturas de peces y crustáceos.

MIÑOS

Los Miños son artes de enmalle fijos constituidos por tres paños de red, similar al trasmallo, del que únicamente difiere por su dimensión y la amplitud de sus mallas. Los Miños son de mayor altura que los trasmallos y con mallas de mayor amplitud. Se puede faenar con este arte durante todo el año por fuera del Anexo II y en época de veda de la centolla y buey de mar no se podrá faenar por dentro del Anexo I. Tienen que ser levantados como máximo a las veinticuatro horas de su calado para recoger las capturas. Alrededor de 60 embarcaciones faenan cada año con Miños, mayoritariamente de los puertos de Baiona (24 barcos) y Cangas (21). La especie objetivo varía con la época del año. Cuando se abre la veda de la centolla (*Maja brachydactyla*), en el mes de noviembre y durante los meses posteriores, las capturas son básicamente de centolla, que pueden alcanzar más de un 90 % en peso. Con el paso del tiempo, la abundancia de centolla disminuye y aumentan las capturas del resto de especies, debido también a que se cambia de especie objetivo y se faena en otras zonas.

Los Miños son un arte de pesca de origen portugués, utilizados por primera vez por los pescadores de A Guarda. Son citados ya en la Real orden de 29 de diciembre de 1910 que prohíbe la pesca de la langosta con el arte llamado Miño en la provincia de Villagarcía (Rodríguez, 1923).

XEITO

Es un arte de enmalle de deriva constituido por un solo paño rectangular extendido y con un sistema de flotación por boyas en superficie que permite su calado a profundidad variable (Figura 5). No hay límites temporales ni espaciales para este arte, aunque se uti-



Figura 5. Capturas de sardina con un arte de xeito

liza sobre todo durante el verano, de mayo a septiembre (Labarta, 1985), cuando la sardina entra en el interior de las Rías. Habitualmente se producen cambios en la malla a lo largo de la temporada siguiendo el crecimiento de la sardina, de manera que haya capturas durante todo el año. Aproximadamente 50 embarcaciones faenan cada año con Xeito, mayoritariamente de los puertos de Redondela (32 barcos) y Moaña (13). Por su forma de actuación, es un arte muy selectivo en el que un 97% de la captura en número y peso está compuesta de sardina (*Sardina pilchardus*).

Al igual que en el resto de Galicia, el xeito fue motivo de luchas y pleitos entre los partidarios de esta arte y los del cerco de jareta. A comienzos del último cuarto del siglo XVI en la Ría de Vigo se enfrentaban los puertos de Cangas, Redondela y Vigo, defensores de la pesca con el comunitario cerco, con los de Bouzas, Coia, Baiona y Aldán, que se decantaban por el empleo del xeito.

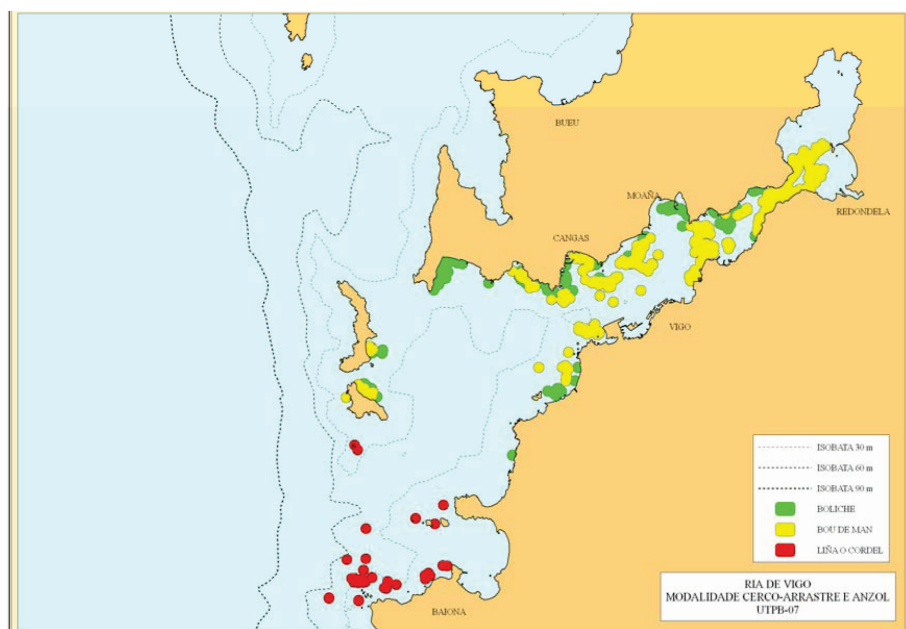
BETAS

Es un arte de enmalle fijo de un solo paño con trallas de corcho y de plomo a las que se une el paño por medio de unas angolas armadas de forma que permitan hacer un poco de bolsa para ayudar al pescado a enmallar (Calo, 1980). Se puede utilizar durante todo el año por fuera del Anexo III, en horario diurno, pudiendo ser caladas dos horas antes del orto y recogidas dos horas después del ocaso. Unas 50 embarcaciones faenan al año con esta arte, siendo los puertos que cuentan con mayor flota activa los de Cangas (20 barcos), Moaña (15) y Baiona (10). Capturan principalmente peces, sobre todo merluza (*Merluccius merluccius*) y faneca (*Trisopterus luscus*) que representan juntas alrededor de un 50% de las capturas totales.

Se denominan también con el nombre de embalo, debido a la antigua costumbre de espantar la pesca con remos, palos o piedras, de forma que los peces en su huida se precipitaban sobre la red.

Cerco-Arrastre (Mapa 5)

Artes mixtas de cerco y arrastre en la que la acción de remolque se realiza por medio de un halador o a mano. Son redes rectangula-



Mapa 5. Zonas habituales de trabajo para la modalidad de cerco-arrastre y anzuelo.

res terminadas en piernas o alas que rematan en sendos cabos o chichotes. Llevan flotadores en la parte superior y plomos en la inferior, con un paño central que actúa como copo. La maniobra de trabajo consiste en dos operaciones simultáneas; inicialmente se larga la red cercando un área determinada y seguidamente, se arrastra la red bariendo el área cercada.

BOLICHE

El boliche está formado por diversos paños con diferentes mallas que constituyen dos partes principales que son las bandas o pernadas y el cope. Se pueden utilizar entre los meses de julio y septiembre en horario exclusivamente diurno, previa aprobación de un plan de explotación que deberá recoger las zonas de utilización y especies de captura.

La especie objetivo es el calamar (*Loligo vulgaris*) en puntos muy concretos o "postas" donde se concentran (atracan) los cardúmenes de esta especie, habitualmente en zonas de playa. En ocasiones también se utiliza para la captura de bolo (*Ammodytidae* spp) en la modalidad que se conoce como boliche para cebo vivo (Figura 6).

De las 24 embarcaciones que faenan con este arte, 13 pertenecen a la cofradía de Moaña. El calamar constituye la especie objetivo, con un 40% de la captura total en número y peso. Además, aunque en menor proporción, captura otras especies semejantes al calamar, las puntillas (*Alloteuthis* spp.) y diversas especies de peces.

El boliche o chinchorro aparece en torno a 1850 como derivación de la xábega pero usado desde embarcación.

BOU DE MAN O RAPETA

Arte de pesca semejante al boliche del que se diferencia esencialmente por sus menores dimensiones y un mayor lastrado. Se puede utilizar sólo en las Rías de Arousa, Pontevedra y Vigo entre los



Figura 6. Largado de un boliche en la modalidad de cebo vivo en la ensenada de Baiona

meses de noviembre y marzo en horario diurno, de 8 a 14 h. excepto para la captura de un pequeño cangrejo, el conguito (*Liocarcinus corrugatus*), que podrá ser de noche. Las zonas de pesca más habituales son los canales de las Rías y las zonas de bateas, capturando gran diversidad de especies, siendo las principales el choco (27% en peso), centolla (19%) y conguito (15%). Su uso está en retroceso y tan solo unas 17 embarcaciones trabajan con esta arte en la ría, principalmente de los puertos de Redondela y Moaña.

Artes de anzuelo (Mapa 5)

Son aparejos de pesca compuestos básicamente por cabos de fibra y anzuelos de los que se autorizan tres modalidades tradicionales: la línea, el palangre y el palangrillo. De las tres antes mencionadas, se hablará sólo de la primera, la línea, por su singularidad y por ser un arte más de ría que las otras dos.

LINEA

La línea está constituida por uno o varios anzuelos que actúan normalmente unidos a la mano del pescador (Figura 7). La pesca con este aparejo puede ser ejercida durante todo el año sin limitación de zonas. Unas 35 embarcaciones faenan cada año con línea en la Ría de Vigo, pero es en Baiona donde más arraigada se encuentra esta pesca, con 12 embarcaciones que faenan en la ensenada de Baiona y sus proximidades para la captura de lubina (*Dicentrarchus labrax*).

Como cebo utilizan un pequeño pez vivo llamado bolo o lanzón que capturan previamente con boliche, en la modalidad denominada boliche de cebo vivo, y que mantienen vivos en viveros que tienen a bordo. Se trata de una pesca de riesgo, a menudo en rompien-tes y bajíos que constituyen el hábitat natural de esta especie. Las descargas anuales fluctúan entre 3 y 15 t/año, con una media de 11 t/año y un rendimiento medio de 20 kg. de lubina por jornada y día.

1.4. Explotación y Producción

La Flota

La flota pesquera de Galicia es la más numerosa e importante de toda España, representando un 60% del conjunto de la flota española. De los 5.274 barcos que forman la flota gallega de pesca (Tabla 1), 4.585 (87%) pertenecen al censo de artes menores que desarrollan labores de pesca de bajura o artesanal y marisqueo en las rías y costas gallegas.

En términos de TRB, la flota de artes menores representa sin embargo sólo un 9% del TRB total y el 22% de la potencia total (CV). Se trata por tanto de una flota muy numerosa formada por embarcaciones de pequeño porte, menores de 18 m de eslora total (Real Decreto 410/2001) y con un limitado poder de pesca, características todas ellas de la pesca artesanal.

DESCRIPCIÓN			Nº BARCOS	TRB	POTENCIA CV
PESQUERIA INTERNACIONAL (Gran Altura)	ARRASTRE	BACALADEROS	7	4.962	17.324
		CONGELADORES	24	14.527	38.213
		NAFO CONGELADORES	22	14.934	34.423
	CERCO		3	3	5.565
	PALANGRE SUPERFICIE		75	75	13.384
PESQUERIA COMUNITARIA (Altura)	PALANGRE FONDO	NEAFC PALANGRE FONDO	55	10.440	34.827
		NEAFC <100 TRBs	11	806	3.662
	ARRASTRE	NEAFC ARRASTRE	69	13.415	40.373
		PORTUGAL	7	1.025	3.049
CALADERO NACIONAL (Cant/Noroeste)	ARRASTRE		107	107	15.035
	ARTES MENORES		4.585	4.585	10.961
	CERCO		175	175	5.086
	PALANGRE FONDO		30	30	1.132
	PALANGRE SUPERFICIE		69	69	8.827
	ENMALLE	RASCO	3	67	440
		VOLANTAS	32	942	5.505
Totales			5.274	121.109	5.274
BUQUES DEDICADOS A ACUICULTURA/AUXILIARES			1.016		

Tabla 1: Registro de Buques Pesqueros da Comunidad Autónoma de Galicia
Datos a 26/03/2007 (www.pescadegalicia.com).

En la Ría de Vigo hay censadas 652 embarcaciones de artes menores de 3 a 16 m de eslora y entre 0,4 y 27,5 t de TRB, que representa un 12% de la flota total y el 14% de la flota de artes menores. Los principales puertos donde tienen su base estas embarcaciones son, por orden de importancia: Cangas, Moaña, Redondela y Baiona, que representan en conjunto el 83% de la flota de artes menores de toda la ría.

Mencionar también la flota de cerco de la ría de Vigo, que con 35 embarcaciones (20% del censo de cerco), es la segunda en importancia de toda Galicia y aunque no desarrolla habitualmente su actividad en el interior de la ría, sí va a tener gran importancia a nivel de capturas y ventas.

Capturas

Las distintas pesquerías que explotan la plataforma continental gallega lo hacen sobre un conjunto de organismos marinos de interés comercial, fundamentalmente peces (94% del peso total), moluscos (5%) y crustáceos (1%). Indirectamente, el desarrollo de estas pesquerías ejerce también un fuerte impacto sobre un conjunto de especies asociadas de bajo o nulo interés comercial (descartes), pero de gran importancia biológica para el ecosistema marino.

La explotación de recursos produce directa e indirectamente alteraciones de los hábitats y de las relaciones entre las comunidades biológicas marinas y viceversa, cualquier alteración grave del medio marino (contaminación, cambio climático, etc.) ajena a la propia actividad pesquera va a repercutir de una manera u otra en el desarrollo de ésta.

Para evaluar de alguna manera la composición e importancia interespecífica de la pesca en la Ría de Vigo, se analizan las descargas de las principales especies en los puertos y lonjas de la Ría por la flota artesanal o de artes menores para el año 2006 (Servizo de Producción Pesqueira). Las 819 t desembarcadas durante este año se corresponden con los tres grandes grupos taxonómicos que tradicionalmente engloba la pesca:

- *Peces*. Las 528 t del 2006 están repartidas entre más de 50 especies comerciales diferentes que representan un 64% del peso

total. Las principales especies de peces capturadas por esta flota son la faneca (18%), congrio (13%), anguila (8%) y maragota (*Labrus bergylta*) con el 7%. El congrio, con desembarcos principalmente durante los meses de verano, es un claro ejemplo de la temporalidad en los desembarcos de peces.

- *Cefalópodos*, con 214 t repartidas entre 4 especies distintas que representan el 26% del total. El pulpo, con un 70% y el choco, con casi el 30% constituyen la práctica totalidad de las capturas siendo la presencia de las otras dos especies, el pulpo blanco o cabezón y el calamar anecdóticas.
- *Crustáceos*, 77 t descargadas en 2006 compuestas fundamentalmente por 6 especies que representan en conjunto el 9% del total. La centolla (48% en peso) y la nécora (37%) las dos especies principales, seguidas ya de lejos por el camarón (8%). La temporalidad en las descargas de estas especies viene dada por la veda a la están sometidas la mayor parte de las especies de crustáceos.

2 MARISQUEO

2.1. Introducción

El concepto habitual y restringido de marisqueo abarca solamente la captura de especies infaunales (enterradas en el fondo) y epifaunales (viven sobre el fondo) de moluscos bivalvos. De acuerdo con la situación topográfica de las poblaciones explotadas y del modo de explotación que esta ubicación condiciona hay dos tipos de marisqueo: marisqueo a pie y marisqueo a flote.

MARISQUEO A PIE

Se realiza en la franja intermareal que descubre con cada bajamar. Se lleva a cabo a pie, muy mayoritariamente por parte de mujeres utilizando instrumentos simples de origen agrícola. La pareja de

especies que principalmente explota son la almeja fina (*Ruditapes decussatus*) y el berberecho (*Cerastoderma edule*). En años recientes tiene importancia creciente en esta modalidad de marisqueo la almeja japonesa (*Ruditapes philippinarum*) como efecto de siembras efectuadas. Otras especies que pueden tener importancia local son el *longueirón vello* (*Solen marginatus*) y en zonas en que la pendiente de la playa es muy suave, la almeja babosa (*Venerupis pullastra*), habitualmente capturada con la otra modalidad de marisqueo.

Para gestionar las poblaciones de moluscos intermareales, explotados a pie, mantener y, eventualmente, mejorar los niveles de producción se aplican una serie de técnicas de cultivo que pueden incidir sobre diversos elementos estructurales del ecosistema productivo.

Las técnicas se clasifican en:

A) *Acciones sobre la población*: tienen como objeto la población recurso. Las más importantes son:

- Rareos
- Traslados
- Siembras

B) *Acciones sobre competidores*: suponen principalmente la eliminación de depredadores, sobre todo estrellas de mar (*Asteria rubens*, *Marthasterias glacialis*)

C) *Acciones sobre el medio*: se llevan a cabo sobre el medio físico en el que se desenvuelven las poblaciones explotadas.

- Eliminación de algas clorofíceas
- Enmienda de sustrato

MARISQUEO A FLOTE

Se lleva a cabo en el sublitoral, por debajo del límite inferior de la marea, a bordo de pequeñas embarcaciones tipo gamela, dorna, chalana, etc y con ayuda de artes de marisqueo tipo “vara”, “angazos”, “raños”, “ganchas”, “rastros”, etc .

Todas estas artes se accionan de forma manual por el mariscador. El marisqueo tradicional a flote se ejerce principalmente sobre el par de especies almeja babosa (*Venerupis pullastra*) y almeja rubia (*Ruditapes rhomboideus*). En zonas de interior de rías también pue-

den capturar especies más propias del intermareal como almeja japonesa (*Ruditapes philippinarum*). Otras especies acompañantes son el carneiro (*Venus verrucosa*), el reloj (*Dosinia exoleta*, *D. lupinus*), berberecho (*Cerastoderma edule*), en las mismas zonas de fondo de ría que la almeja japonesa.

Las dos parejas, almeja fina – berberecho y almeja babosa – almeja rubia, constituyen el núcleo alrededor del que se desenvuelve el marisqueo. Así, estas cuatro especies representan el 82.3% de la captura media en peso y el 88.7% de su valor económico en el período 1985-90.

La zonación de ambas especies en el perfil litoral sitúa a la almeja babosa a menor profundidad, a menos de 20 metros y a la almeja rubia a mayor profundidad. La especie de elección para el marisqueo a flote es la almeja babosa por su mayor precio y por su menor dificultad de extracción. Conforme avanza la campaña de explotación va pasando de menor a mayor profundidad, esto es, de almeja babosa a almeja rubia y de zonas más internas a zonas más externas de la ría.

La modalidad de explotación del marisqueo a flote es más estable y profesional que el marisqueo a pie, no se alcanza el 80% de la captura total de la campaña hasta que se cumplen las tres cuartas partes de la duración de la misma. Se gestiona mediante la aplicación de técnicas de pesquerías ya que otras técnicas como las de cultivo que se aplican en el marisqueo a pie no son de fácil aplicación a flote.

Otra modalidad de marisqueo en la ría de Vigo es el arrastre con endeño remolcado o “can”, arte de arrastre consistente en un rastro que se arrastra por la popa del barco, su utilización en el pasado ha generado conflictos debido a su alto poder de pesca, al entrar en competencia con las modalidades tipo “vara”. Esta arte con dientes ha estado prohibida en Galicia desde 1923.

Desde 1986 se autorizó su uso de forma experimental en Cangas, explotando una zona que abarca la cara Este de las Islas Cies y la franja costera de la orilla N de la ría, entre Punta Borneira y Cabo Home. La explotación se llevaba a cabo en periodos limitados, con dos épocas principales: el mes de agosto y el período desde principios de diciembre hasta la primera quincena de enero, para aprovechar el aumento de la demanda de las fiestas navideñas.

La participación y las capturas de esta explotación ha venido decreciendo desde un máximo alcanzado a mediados de los años noventa (1994) . Del censo inicial de 24 barcos quedaban operativos 7 en 2006.

2.2. Bancos marisqueros más importantes

El marisqueo en la Ría de Vigo se remonta al Paleolítico inferior aunque los indicios más importantes proceden de la época castreña. Históricamente el bivalvo más apreciado en las costas gallegas y, por lo tanto, en la ría de Vigo, ya desde la época romana es la ostra plana (*Ostrea edulis*). En el siglo XVIII, CORNIDE confirma que la ostra plana es el único bivalvo aprovechado y da el primer aviso del peligro que corren los bancos de esta especie.

En la primera mitad del siglo XX, se confirma la existencia de bancos, ya en declive, de ostra al tiempo que se establece que ya desde los años 20 están integrados en el proceso de marisqueo especies como las almejas fina y babosa, el berberecho (*Cerastoderma edule*) y las navajas y longueirones (*Ensis sp* y *Solen sp*).

En el siglo XX, a finales de los años 40, desaparecen los bancos ostrícolas como explotables de la ría, por una serie de causas:

- Sobreexplotación
- Incapacidad de pasar de la explotación de bancos naturales al cultivo extensivo.
- Incapacidad de extender los logros alcanzados en las experiencias de recuperación llevadas a cabo desde los años 30 .
- Disminución de la calidad del agua de las zonas costeras por impactos contaminantes de diverso origen.
- Disminución de superficies duras donde se fija la semilla de ostra por la extracción masiva de conchas de los fondos.
- Incidencia de patógenos y depredadores facilitada por la importación desatenta de ostra plana de diversos países sin los adecuados controles.

La explotación de ostra plana se vio sustituida por la de almeja fina (a pie) y almeja babosa (a flote). La cuarta especie de las cuatro

principales (almeja rubia) no aparece en la explotación hasta que se exploran las zonas externas de la ría, las más oceánicas.

Cabe señalar que la ubicación de los bancos marisqueros en las rías no se produce de manera aleatoria sino que hay una zonación como indicó CADÉE en su estudio sobre las biocenosis (comunidades de especies con individuos vivos) y tanatocenosis (restos muertos de comunidades-conchas), de moluscos en la Ría de Arosa. Describe cuatro zonas:

- *Estuárica o polihalina*: localizada en la desembocadura de los ríos principales
- *Marginal*: corresponde a la franja próxima a la costa de la ría salvo la zona ocupada por la zona estuárica. De acuerdo con la profundidad se diferencian dos niveles: la marginal somera y la marginal profunda.
- *Central*: ocupa toda la zona central de la ría, en ella se distinguen tres subzonas: interna, media y externa según la posición que ocupen a lo largo del eje de la ría.
- *Oceánica*: situada en la boca de la ría.

2.3. Bancos naturales en la Ría de Vigo

· *Bancos intermareales*: son los situados en la franja comprendida entre el límite más bajo de la marea baja y el más alto de la pleamar. Descubren total o parcialmente con las bajamares diarias.

En el sentido interno – externo, o bien estuárico – oceánico, los bancos intermareales se sitúan en la ensenada de San Simón, en la zona intermareal que va desde la línea Punta Cabalo – O Puntal hacia el interior de la ensenada, donde desembocan los ríos Oitavén – Verduxo y Ulló; además, cara al estrecho de Rande por la orilla Norte hay bancos en la zona de Vilaboa (playas de Deilán, Río Mayor, San Adrián y estrecho de Rande. (Figura 1). Por la orilla Sur están el banco de Punta del Cabo, Cesantes, Lago Morto y A Portela. Las especies que se explotan en estos bancos intermareales son almeja fina y almeja japonesa (que en los últimos años, debido a técnicas de engorde y cultivo, ha superado en producción a la especie autóctona), berberecho y en zonas como A Portela y Vilaboa, el longueirón vello.



Figura 1.- Bancos marisqueros .Ría de Vigo.

Fuera de la ensenada de San Simón el desarrollo de los bancos intermareales se limita casi exclusivamente a la orilla Norte, así, aparecen bancos de berberecho, almeja fina y almeja babosa en Domaio, en la playa de Meira, ; la playa de Moaña – A Xunqueira ha venido siendo la mayor productora de la ría en berberecho y en ella también se captura almeja babosa en la parte baja del intermareal . Hacia el exterior, el banco de Tirán, de almeja babosa.

En la orilla Sur, una vez fuera de la ensenada de San Simón hay bancos intermareales en la playa de Arealonga (Chapela-Redonde-la), no explotado regularmente. Produce berberecho y almeja fina.

En la península de la Guia hay las playas de la Punta y Areiño que albergan bancos intermareales de berberecho que no se explotaron por no ser accesibles (zona militar) y estar alejados de los núcleos mariscadores.

El resto de los bancos marisqueros intermareales en la ría estarían situados en la ensenada de Baiona que podría considerarse fuera de la ría y en la Foz del río Miñor, su parte más interna.

· *Bancos sublitorales*: los situados a mayor profundidad de la línea de bajamar máxima. Nunca descubren.

Siguiendo el mismo sentido de dentro de la ría hacia fuera se encuentran bancos que se explotan a flote. De la línea O Cunchido-Pedra do Puntal hacia el exterior hay bancos sublitorales de almeja fina, japonesa (procedente de prácticas de cultivo) y una población residual de almeja babosa.

Las condiciones del marisqueo a flote en la Ensenada de San Simón y las especies explotadas han variado en los últimos años, así la explotación de almeja babosa a flote que se realizaba principalmente en los alrededores de la isla de San Simón y que llegó a ser muy importante después de que los bancos de ostra entraron en un declive definitivo; estos bancos entraron en decadencia en la primera mitad de los años 80 por la degradación de los fondos (contaminación industrial, vertidos domésticos y urbanos, enriquecimiento indeseable en nutrientes del agua (eutrofización), así como por la progresiva acumulación de sedimentos (colmatación) en la ensenada que, al disminuir la altura de la columna de agua potencia el impacto estacional del caudal de agua continental que vierte en la Ensenada por los numerosos ríos (Oitabén-Verduxo, Ulló, Mayor, Alvedosa) en épocas de alta pluviosidad, dada la escasa tolerancia a las bajas salinidades de la almeja babosa.

En el exterior de la Ensenada y siguiendo la orilla Norte de la Ría está el banco de Tirán-Illa dos Ratos que produce almeja babosa y es uno de los más importantes de la Ría. Cara a la boca de la Ría encontramos el banco de Rodeira en el que encontramos almeja babosa y almeja rubia, con predominio de la primera especie.

Desde Punta Borneira hasta la boca de la Ría existe una población de almeja rubia que se explota mediante el Plan Experimental de endeño remolcado de la Cofradía de Cangas. En la zona de Liméns, a menores profundidades, hay una población de almeja babosa explotada con vara. En la cara interna de las Islas Cíes también trabajan las varas a profundidades a las que no les está permitido a los endeños. Las actividades pesquero-marisqueras en el entorno inmediato de las Islas Cíes podrían en el futuro verse afectadas por el *status* de Parque Nacional que tienen las islas.

Por la orilla Sur, fuera de la Ensenada de San Simón encontramos el primer banco sublitoral en la zona de La Guía-O Cabrón, produce almeja babosa.

Al Oeste del puerto de Vigo, estaba el banco de Madorniña, fue el banco de almeja rubia mas productivo de la Ría de Vigo pero desde 1977 la obra del relleno de Bouzas y sus sucesivas ampliaciones limitó grandemente su área de producción hasta su desaparición física actual.

El banco marisquero de Cabo de Mar, próximo por el Oeste al de Madorniña, también ha visto disminuir su importancia relativa debido a la influencia del cercano relleno. Las especies más importantes son las dos almejas sublitorales (babosa y rubia) así como otras acompañantes: reloj, carneirolo, etc.

En ambos extremos de la playa de O Vao (Punta de Santa Elena por el E y puente de la Isla de Toralla por el W) hay bancos sublitorales de almeja babosa (extremo Oeste) y de almeja babosa y rubia (extremo Este) . La producción de este banco se estudió en las primeras campañas 1979-80 y 1980-81 en que se abrió la Lonja de Canido, cuando la totalidad de su producción se vendía en esa Lonja.

Más al Oeste, ya en la parte oceánica de la Ría, en la Ensenada de Baiona hay un banco de almeja babosa que es compartido por una autorización de la Cofradía de Baiona y por una explotación en régimen de libre marisqueo donde faenan los mariscadores de la ria de Vigo, en la parte más externa del banco. La explotación de la autorización de la Cofradía por parte de los mariscadores de Baiona es un fenómeno reciente ya que hasta hace pocos años la presencia de mariscadores a flote en esta Cofradía era testimonial-tres barcos a principios de los años noventa que faenaban en la orla costera de la bahía- en la actualidad el número de barcos con marisqueo a flote en Baiona son veintiocho, un aumento sustancial en los últimos quince años pero difícilmente una cantidad relevante en el contexto de la Ría de Vigo. El banco de Baiona era utilizado por los mariscadores de la Ría de Vigo, bien en la época final de la campaña como final del modelo de explotación gradencial descrito o, en momentos más tempranos de la campaña, cuando el rendimiento de los bancos interiores se mostraba débil.

· *Bancos de especies epifaunales.* - (especies que viven sobre el fondo)

Además de las especies infaunales, aquellas que viven enterradas en el sustrato, ejemplo: almejas, citadas que conforman la definición *sensu strictu* de marisqueo, en la Ría de Vigo hay especies epifaunales, que viven sobre el fondo, que se explotan con artes de pesca específicos, así los pectínidos como la vieira (*Pecten maximus*) y la volandeira (*Aequipecten opercularis*).

La vieira se explota a lo largo de la orilla N de la Ría, entre el Puente de Rande y Cabo Home con un arte específico (rastros de vieira). También se encuentra en la zona entre Bouzas y Cabo de Mar y aparece como acompañante en la explotación de almeja rubia en el plan de endeño de Cangas, en el sector externo, oceánico de la orilla Norte de la Ría y en la cara Este de las Islas Cíes.

En los últimos años la explotación de vieira se interrumpido frecuentemente y sigue un modelo más bien aleatorio debido a la frecuente y persistente contaminación natural por toxina producida por las mareas rojas.

La volandeira es una especie que vive sobre el fondo que, usualmente, se encuentra en el mercado bajo el nombre de **zamburiña**, (que corresponde a la especie *Mimachlamys varia*). El banco más importante de volandeira en producción en la Ría se encuentra entre el Estrecho de Rande y una línea entre el Bajo del Lousal (N) y Punta Areiño (S). En los últimos años, principalmente en 2005 y 2006, la producción aumentó de manera espectacular, multiplicando por 30 la producción de 2002 .

Otra especie muy importante de las que viven sobre fondo duro, que definió durante largos períodos históricos el marisqueo en Galicia y a partir de cuyo declive, hasta el momento no revertido, se diversificó el número de especies objetivo, es la ostra (*Ostrea edulis*).

Como ya se explicó anteriormente las poblaciones de ostra desaparecieron, como especie objetivo, por las razones expuestas, entre otras posibles. Actualmente aparecen algunos ejemplares como especies acompañantes en el marisqueo a flote y en otras artes de pesca de bajura (*bou de vara*, *bou de man*) pero en la Ría de Vigo no queda ningún banco explotable, situación que sí se da en las Rías de Ferrol y Pontevedra.

· *Percebe*

Aunque el percebe es un crustáceo y no entra a formar parte del concepto restringido de marisqueo que se maneja, dada su importancia económica, gastronómica y casi emblemática que alcanza, lo incluimos en esta visión del marisqueo.

El percebe se captura mediante planes específicos presentados por Cofradías de Pescadores que en su territorio poseen zonas rocosas expuestas que albergan bancos de esta especie.

El percebe (*Pollicipes pollicipes*) es un crustáceo cirrípedo que vive fijado a las rocas en zonas expuestas y muy expuestas, muy batidas por las olas ya que el tipo de alimentación de la especie favorece este tipo de ambientes. Dados estos requerimientos, sólo se produce en la parte externa de la Ría. Los puertos productores son Cangas, Baiona y A Guarda que a pesar de encontrarse fuera, viene incluida a efectos estadísticos en la Ría de Vigo.

2.4. *Población mariscadora*

La población mariscadora de la Ría de Vigo está compuesta en 2007 por 629 mujeres que practican marisqueo a pie y 342 barcos que tienen en su permiso de explotación (PERMEX) autorización para mariscar a flote.

El censo de barcos de Cangas que se dedican al arrastre con enredo en el Plan de Explotación del año 2007 es de 17.

En cuanto a la población que se dedica al percebeo, se viene manteniendo una distinción administrativa entre percebeo a pie y a flote. Dado que la muy frecuentemente arriesgada tarea de separar percebes de las rocas es una labor que se realiza a pie, la distinción administrativa sólo considera la forma de acceso a la roca; así, el percebeo a flote explotaría rocas que quedan en bajamar separadas de la costa que serían accesibles solamente con ayuda de embarcación.

El total de percebeiros en la Ría en el año 2007 (incluyendo las tres Cofradías citadas: Cangas, Baiona y A Guarda) es de 171, de los que 108 tienen permiso a pie y 63 a flote.

2.5. Producción marisquera

El valor de la producción marisquera *sensu strictu*, esto es, de moluscos macroinfaunales (que viven enterrados en el fondo marino) que suponía en el año 2001 un 15.97% del valor total de la producción gallega, estaba en los últimos años por encima del 10% (10.42% en 2004 y 10.83% en 2005). La bajada del valor relativo de la producción de la ría de Vigo en la producción total de Galicia puede deberse a evoluciones negativas de la producción de especies muy relevantes (almeja babosa), a la disminución física de la superficie de algunos bancos explotables o, incluso, a un envejecimiento de la población mariscadora, que dado el predominante carácter físico de la faena, supondría una menor capacidad extractiva de la flota mariscadora a flote.

ALMEJA FINA

La almeja fina, en la serie 1997-2006, después de una época de baja producción relativa en 2002 y 2003, ha alcanzado el máximo de los últimos años en 2006 con 66190 Kg.

La tendencia de la producción de esta especie es bastante estable. Tampoco parece acusarse, a escala de toda la Ría, la competencia ejercida por la almeja japonesa sembrada, tal como se observa en la Ensenada de San Simón.

BERBERECHO

La producción de berberecho muestra una tendencia irregular, en dientes de sierra, el rango va desde un mínimo de 107723 Kg en 2001 hasta un máximo de 298861 Kg en 2000, es decir, el máximo y el mínimo de la distribución se presentan en años sucesivos (Figura 2).

ALMEJA JAPONESA

La almeja japonesa (*Ruditapes philippinarum*) es una especie de requerimientos autoecológicos similares a los de la almeja fina, ocupando un nivel semejante en la zonación intermareal pero que presenta una tasa de crecimiento mucho mayor por lo que su cultivo y engorde está creciendo muy fuertemente en los últimos años (Figura 3).

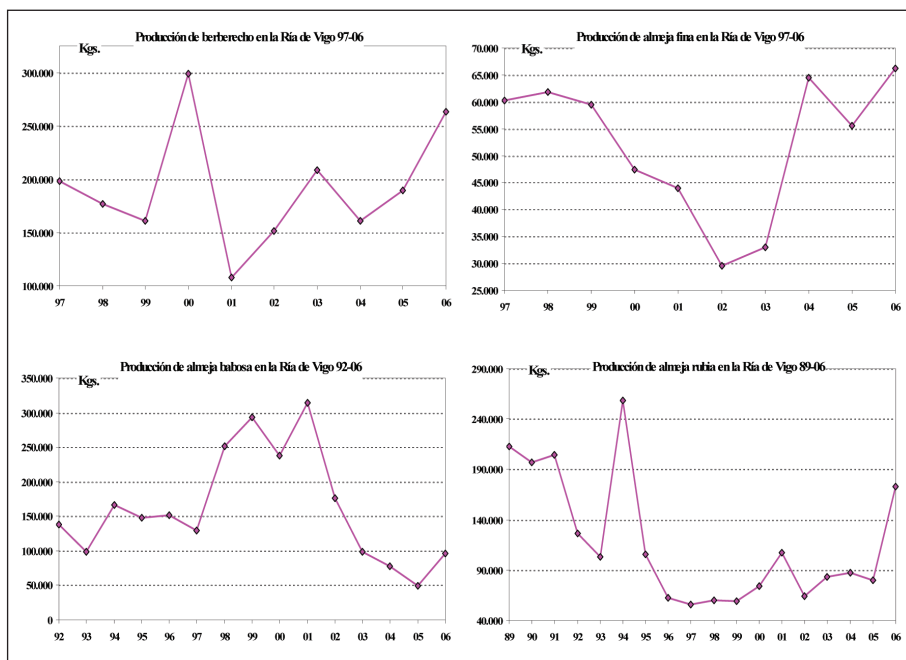


Figura 2: Series de producción de las cuatro especies recurso principales (ERP)

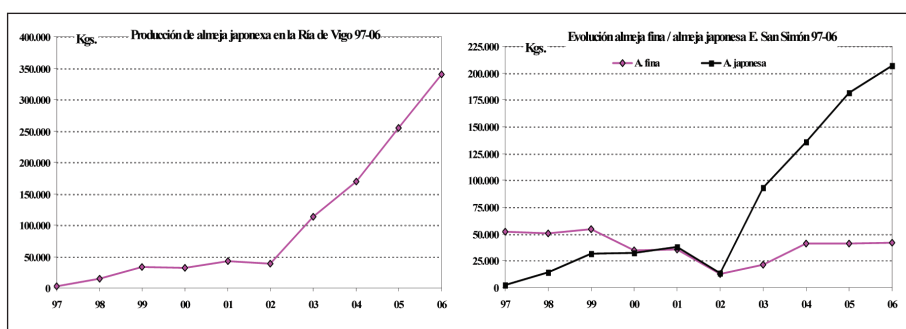


Figura 3: Producción de almeja japonesa. Producción almeja fina / almeja japonesa Ensenada San Simón.

En la serie 1997-2006, el primer registro de 1997 ofrece un dato casi anecdótico: 2239 Kg, la producción crece consistentemente pero de una manera razonable hasta 2001 y 2002 (42338 y 38647, respectivamente, pero es a partir de 2003 que la producción de almeja japonesa creció de manera exponencial hasta alcanzar los 340178 Kg en el año 2006.

Gran parte de esta producción se debe a procesos de engorde de ciclo corto, en los que se siembran ejemplares de tamaño medio (subadultos) de 20-25 mm de longitud y se cosechan a los pocos meses cuando alcanzan la talla legal.

ALMEJA BABOSA

De las especies propias del marisqueo a flote, ya se explicó que la especie de elección primera para los mariscadores por su calidad, mayor precio, accesibilidad y facilidad de captura es la almeja babosa.

En la serie 1992-2006 la almeja babosa en la Ría de Vigo ofreció rendimientos muy altos en el período 1998-2001 con un máximo de 314052 kg en este último año. A partir de aquí la producción se desplomó hasta alcanzar un mínimo en 2005 de 49745 kg que en 2006 se duplicó hasta alcanzar los 95948 kg. Se puede avanzar la hipótesis de un exceso de actividad extractiva ya que en los últimos años se ha aumentado el período de captura.

ALMEJA RUBIA

La almeja rubia, en el histórico 1989-2006, muestra un primer tramo de producción descendente entre los 212451 kg de 1989 hasta los 102896 de 1993, a continuación un ascenso brusco hasta el máximo de la serie (258469 kg en 1994) y a continuación una caída al nivel de 1993 (105785 kg en 1995). Siguen unos años de producción muy baja, que, por coincidir con el período de abundancia de almeja babosa podría explicarse en parte por una elección distinta de especie objetivo en el marisqueo a flote en este período. A partir de 2002 hay un ligero aumento de la producción y en 2006 un volumen de producción de 172577 kg, en línea con lo que se obtenía a principios de los años noventa.



Figura 4: Marisqueo a pie en Redondela



Figura 5: Marisqueo a flote en Canido

PRODUCCION DE VOLANDEIRA

La volandeira es un molusco pectínido epifaunal (que vive sobre el fondo) que se captura con rastro de vieira. Aparece en la captura junto con la vieira por vivir sus poblaciones juntas, ocupando los mismos fondos marinos.

La serie de que se dispone, 2001-2006, presenta un rango que va desde 3452 kg en 2002 hasta un máximo de 107650 kg en 2006. La zona de pesca en la Ría es el área entre Rande y Meira.

PRODUCCION DE PERCEBE

En la serie 1997-2006 presenta una distribución bimodal (con dos picos máximos de producción en el período estudiado), con máximos el año 1999 con 93121 kg y en 2004 con 92196 kg. El mínimo se encuentra en dos años sucesivos, 2002 y 2003, con 67369 y 71318 kg, respectivamente, podrían deberse al largo tiempo que estuvo interrumpida la explotación a partir de diciembre de 2002 debido al vertido producido por el hundimiento del petrolero PRESTIGE.

PRODUCCION DE VIEIRA

Debido a la existencia de toxina las condiciones de explotación son atípicas. En la serie 2001-2006, el rango va desde los 2326 kg del 2001 hasta los 18702 kg de 2006.

PRODUCCION DE ERIZO

El erizo (*Paracentrotus lividus*) se explota mediante planes específicos. En el período 2001-2006, el mínimo se produjo en 2003: 52938 kg por efecto de la interrupción de la captura debido al Prestige y el máximo en 2005 (192299 kg). Se produce en la parte externa de la ría.

3. ACUICULTURA

3.1. *Introducción*

“La acuicultura es la cría o cultivo de organismos acuáticos con técnicas encaminadas a aumentar, por encima de las capacidades naturales del medio, la producción de los organismos en cuestión; estos serán, a lo largo de toda la fase de cría o de cultivo y hasta el momento de su recogida, propiedad de una persona física o jurídica” (Unión Europea - Fondo Europeo de Pesca).

La acuicultura es una actividad muy antigua en la Ría de Vigo, el cultivo del mejillón se remonta en sus inicios en la ría al año 1950, sin embargo el cultivo de peces es mucho más reciente. El cultivo del rodaballo, que fue la primera especie con la que se inició esta actividad, data del 1982; año en que el Instituto Español de Oceanografía abrió una línea de investigación en acuicultura de peces en su Centro Oceanográfico de Vigo. Esta iniciativa, secundada por una empresa en la ría de Vilagarcía, fue el origen de una actividad floreciente, que en nuestra ría cuenta con 5 instalaciones industriales, incluida una de engorde de pulpo y cuatro instituciones dedicadas a la investigación en acuicultura.

Como ejemplo de iniciativa innovadora existe un proyecto de engorde de rodaballo en jaulas, el primero en Galicia. Se trata de una cooperativa financiada con fondos del Gobierno Autónomo para integrar en el sector acuícola a los pescadores que faenaban en el banco Canario Sahariano.

Sin embargo, el cultivo de mejillón sigue siendo el de mayor importancia, tanto en lo que se refiere a producción, como en puestos de trabajo que genera. A pesar de ser una actividad llevada a cabo en muchos casos por pequeñas empresas familiares tiene un régimen de funcionamiento en cooperativas que en nuestra opinión, es ejemplar.

Actualmente en la Ría de Vigo se trabaja con especies cuyo cultivo está ya consolidado en cuanto a tecnología, producción y mercado y con otras en fase de experimentación. Entre las consolidadas están el mejillón, el rodaballo y el pulpo. Otras especies que todavía

no se producen en la Ría pero que se están comercializando con éxito considerable son el besugo y el lenguado. Además se encuentran en proceso de investigación otras especies, como son la merluza y el salmonete, de los que ya existen experiencias previas.

En la actualidad en La Ría se producen aproximadamente 35000 t de mejillón 1000 t de rodaballo y 6.5 t de pulpo.

3.2. Sistemas de cultivos marinos

Existen diferentes sistemas de producción dependiendo de la intensidad y el grado de tecnificación del cultivo. La clasificación más general de los sistemas de cultivo y que engloba a otros más específicos, con la que se denomina a los cultivos es: intensivo, extensivo y semiintensivo, como intermedio de ambos.

Los cultivos extensivos son aquellos que se realizan a baja densidad de organismos y menor grado de tecnología y en los que se aprovechan condiciones naturales favorables. La alimentación es natural y no hay control humano sobre el proceso.

En los cultivos intensivos los organismos se estabulan a alta densidad en recintos artificiales y el grado de tecnología y el control es mucho mayor que en los extensivos. La alimentación es artificial (piensos) o cultivada (plancton).

Los cultivos semiintensivos son sistemas intermedios en los que la característica principal es que la alimentación natural de los organismos se ve suplementada con alimento artificial o cultivado.

El proceso de cultivo de organismos marinos en general requiere dos procesos; uno para conseguir la semilla (en moluscos), postlarvas o alevines (en peces); y otro posterior, de crecimiento de estos individuos hasta alcanzar el tamaño comercial. Así, existen cultivos del ciclo completo (integrales) y otros de ciclo parcial, en los que se lleva a cabo alguna de las fases del ciclo (semicultivos).

El ejemplo más conocido de cultivo extensivo y semicultivo es el de los organismos filtradores como el mejillón, que se realiza sobre estructuras flotantes (bateas) en las que la alimentación es natural. Sin embargo la siembra de la semilla y el seguimiento del engorde

con las tareas específicas que ello conlleva (desdoble de las cuerdas) requiere actividad humana.

El cultivo de peces suele hacerse en sistemas intensivos, al menos en sus fases de criadero y preengorde. La fase de criadero se realiza en tanques relativamente pequeños y exige un gran control del medio, utilizando altas densidades tanto de larvas como de presas. Las presas suministradas son a su vez cultivadas en laboratorio y presentan escaso valor nutricional, por lo que se utilizan normalmente, para solventar estas carencias, enriquecedores comerciales que son sustancias ricas en ácidos grasos elaboradas industrialmente. A su vez, en el medio de cultivo se puede introducir fitoplancton (técnica de agua verde) que puede seguir siendo utilizado como enriquecedor para el zooplancton, aunque puede substituirse por enriquecedores comerciales.

El cultivo integral de peces se desarrolla en tres fases sucesivas:

1. *Criadero* (Fig. 1). Es la fase de producción de larvas y su mantenimiento, desde el huevo hasta la edad en que las larvas comienzan la alimentación inerte. Esta fase incluye los procesos siguientes:

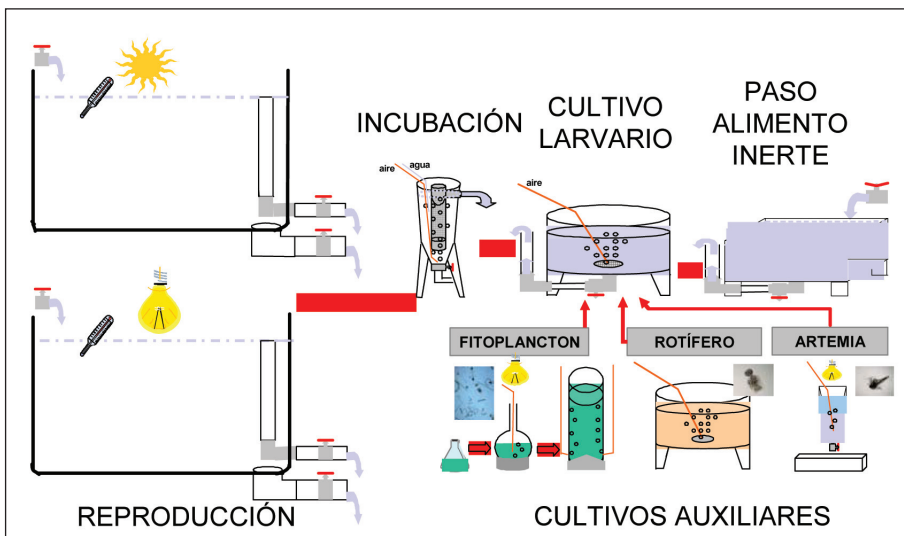


Figura 1. Esquema de criadero.

- Reproducción: Captura y aclimatación de reproductores y su manipulación para la obtención de huevos.
- Obtención e incubación de huevos: Obtención de huevos viables y todo el desarrollo embrionario hasta la eclosión.
- Cultivo larvario: Siembra de larvas en los tanques de cultivo larvario, alimentación viva (fitoplancton y zooplancton) y adaptación a la alimentación inerte (piensos). Su duración es de 30-70 días dependiendo de la especie.
- Cultivos auxiliares: Cultivos de fitoplancton y zooplancton que han de llevarse a cabo de forma paralela al cultivo larvario, ya que son imprescindibles como recurso alimenticio en la obtención de larvas de rodaballo en sistema intensivo.

2. *Preengorde* (Fig. 2) comprende el mantenimiento y alimentación de los alevines desde que ya comen exclusivamente alimento inerte hasta que alcanzan un tamaño adecuado para iniciar la fase de engorde. Su duración es de alrededor de 100 días.

3. *Engorde*. Etapa posterior al preengorde que finaliza cuando los peces alcanzan el tamaño comercial. Se puede realizar en tanques en tierra o en jaulas flotantes (Fig. 3).

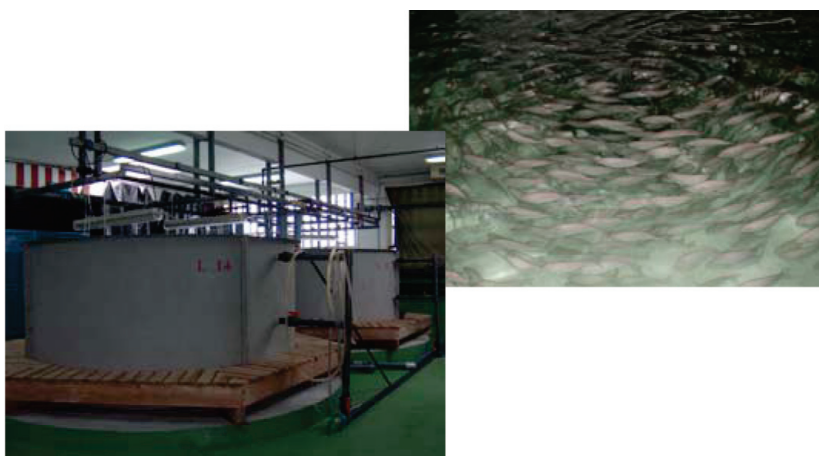


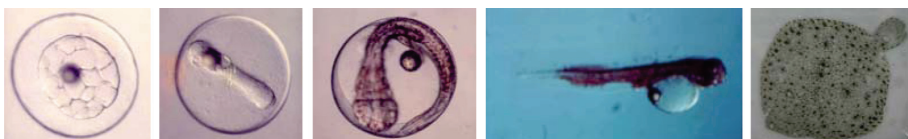
Figura 2. Tanque de preengorde para peces.



Figura 3. Engorde de peces en jaulas en el mar y en tanques en tierra.

3.4. Especies cultivadas

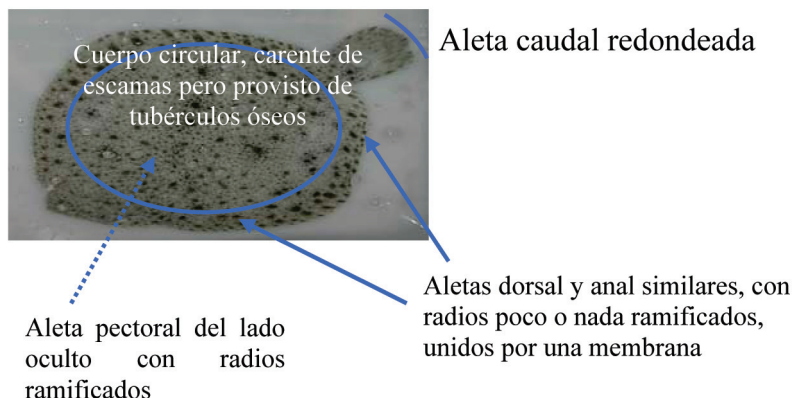
3.4.1. Cultivo de rodaballo *Scophthalmus máximus* (Linnaeus, 1758)



El rodaballo es un pez teleósteo del Orden Pleuronectiformes, Familia Scophthalmidae. Vive en fondos de arena, grava y piedra, tiene pigmentación parda en la parte dorsal, blanquecina en la ventral y gran capacidad mimética. En sus primeros días de vida, las larvas son fusiformes y nadan normalmente; aproximadamente al mes de edad, sufren la metamorfosis, con cambios importantes en la morfología y comportamiento: el cuerpo se aplana, el ojo izquierdo migra hacia el lado derecho, quedando ambos sobre el lado dorsal, la parte ventral pierde su pigmentación, emigran a los fondos y adquieren hábitos bentónicos. Se alimenta de peces y de pequeños crustáceos y de moluscos en fases juveniles.

La época de puesta natural de huevos en nuestras costas está comprendida entre el mes de abril y el mes de agosto. Los machos y las hembras no presentan caracteres morfológicos diferentes, pero las hembras en su estado adulto alcanzan mayor crecimiento que los

machos. Los ejemplares jóvenes ocupan los fondos de arena de zonas litorales. Los adultos emigran a zonas de más profundidad (hasta 150m), distribuyéndose ampliamente por la zona atlántica, desde los Países Escandinavos hasta Marruecos. Se presenta también en el Mediterráneo, excepto en el Mar Negro.



Es una especie considerada apta para el cultivo debido a su rápido crecimiento a altas densidades de cultivo (Fig. 4), una baja mortalidad y a su resistencia a la manipulación. Además no posee grandes problemas patológicos si se siguen los tratamientos y cuidados preventivos adecuados.

La técnica de cultivo está consolidada, tanto en tanques en tierra como en jaulas en el mar, siendo el crecimiento similar en ambos sistemas.

Existen empresas que realizan todas las fases de cultivo en sus instalaciones (cultivo integral) y otras que únicamente realizan el preengorde o engorde (semicultivo). Estas últimas han de abastecerse de alevines comprando éstos a otros criaderos.

La producción de rodaballo se ha estabilizado a partir del año 1992. Las empresas del sector se han agrupado en forma de asociación de ámbito autonómico, Asociación de Productores de Rodaballo de Galicia (AROGA), que agrupa a ocho empresas. Ésta, a su vez

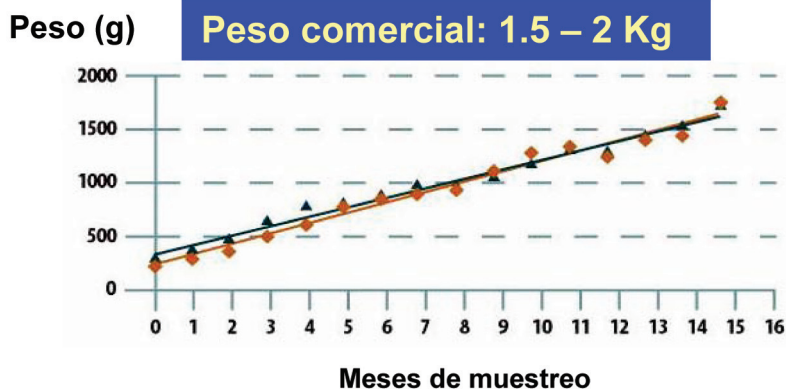


Fig. 4. Crecimiento de rodaballo desde 250 g hasta tamaño comercial.

está englobada dentro de la Asociación Empresarial de Productores Marinos de España (APROMAR).

El cultivo de rodaballo ocupa el segundo lugar en la acuicultura gallega, después del cultivo de mejillón. En Galicia se produjeron 5300 toneladas de rodaballo en el año 2006 que supone un 92% de la producción española y el 72 % de la europea.

En la Ría de Vigo se encuentran actualmente instaladas tres empresas dedicadas a su cultivo: Loitamar, Insuiña (Pescanova) y Piscícola del Morrazo.



Fig. 5. Jaulas de engorde de rodaballo en la Ría de Vigo (Rande) y tanques en las instalaciones del IEO (Vigo)

3.4.2. Cultivo de lenguado *Solea senegalensis* (Kaup, 1858)



El lenguado es un pez teleósteo del Orden Pleuronectiformes, Familia Soleidae. Es un pez plano de cuerpo ovalado y asimétrico (ojos sobre el costado derecho). La membrana interradyal de la aleta pectoral del lado ocular es de color negro. Este carácter lo diferencia del lenguado común (*Solea solea*) en el que dicha aleta presenta una mancha negra compacta en su mitad posterior.

La cara dorsal del lenguado, tiene un color arenoso oscuro para mimetizarse con el fondo marino, con tonalidades azuladas que desaparecen después de la muerte. La cara ventral es blanquecina.

Se distribuye por el Atlántico Norte desde el Golfo de Vizcaya hasta las costas de Senegal y es menos frecuente en el Mediterráneo Occidental. Es una especie bentónica (vive en los fondos marinos) que se alimenta de pequeños peces, crustáceos e invertebrados de fondo. Vive en fondos de arena, en aguas costeras y a profundidades no superiores a los 100 metros. Alcanza la madurez sexual aproximadamente a los 30 cm y la puesta la realiza desde el mes de marzo hasta el mes de junio. Las larvas, al igual que el rodaballo, tienen forma fusiforme durante los primeros días de vida. Van cambiando paulatinamente hasta completar la metamorfosis, momento en el cual pasan a vivir a los fondos de arena.

Existen varias especies muy similares entre sí, como son el lenguado común (*Solea solea*), el lenguado senegalés (*Solea senegalensis*) y el lenguado de arena (*Solea lascaris*) pero, desde el punto de vista del acuicultor, el crecimiento del lenguado senegalés es considerablemente más rápido, alcanzando el tamaño comercial de 400 gr en aproximadamente dos años.

En cuanto a su cultivo, las primeras experiencias llevadas a cabo en la Ría de Vigo se remontan a la década de los ochenta, sin embargo no se acometió su cultivo hasta el año 2002 con el apoyo del Plan Nacional de Investigación de la Junta Asesora de cultivos Marinos (JACUMAR), dependiente del Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.

Su cultivo se realiza siguiendo las técnicas tradicionales de cultivo intensivo. En la fase de criadero se alimenta de fitoplancton y zooplancton cultivado, rotífero y Artemia en diferentes fases de crecimiento, hasta el cambio de alimentación viva a pienso, que se lleva a cabo a los 60 días. A partir de este momento se inicia la fase de pre-engorde, que dura aproximadamente tres meses. Los juveniles son engordados hasta el tamaño comercial.

El engorde se lleva a cabo en tanques o en estanques en tierra firme. En Galicia se engorda en tanques ya que las características de nuestras costas no permiten la utilización de estanques, más propios del golfo de Cádiz.

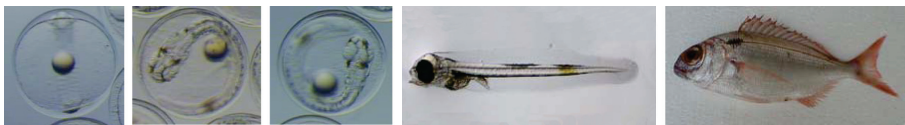
En cuanto a la producción de lenguado en la Ría de Vigo, existieron algunas iniciativas por parte de alguna empresa que no prosperaron.

En la actualidad, el IEO tiene abierta una línea de investigación en producción de lenguado, realizando experimentos en reproducción, fase donde se encuentran los principales problemas para su producción.

En Galicia, algunas empresas están produciendo y comercializando lenguado cultivado con grandes expectativas de desarrollo.

La producción de lenguado a nivel nacional es de unas 70 toneladas. El crecimiento del cultivo de esta especie es actualmente muy prometedor, ya que su consumo tiene una gran aceptación tanto a nivel nacional como de producto de exportación.

7.3.4.3. El besugo, *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)



El besugo es un pez teleósteo perteneciente al Orden Perciformes y a la Familia Sparidae.

Tiene el cuerpo oblongo y la coloración de fondo es rosada, plateada en los flancos y el vientre. Presenta una mancha negra, bien marcada al comienzo de la línea lateral y sobre las aletas pectorales, que falta en los ejemplares jóvenes.

En sus etapas juveniles presenta hábitos costeros, mientras que los adultos viven en aguas más profundas, generalmente en el talud continental, sobre distintos tipos de fondo (roca, fango ó arena), a 400 m en el Mediterráneo y a 700 m en el Atlántico.

Es una especie gregaria y omnívora, pero preferentemente carnívora, alimentándose de invertebrados pelágicos (organismos que viven en la columna de agua), huevos de peces, larvas y juveniles.

El área de distribución del besugo en el Atlántico se extiende desde Noruega hasta Cabo Blanco, Madeira y Canarias. Es común en el Mediterráneo, el estrecho de Gibraltar hasta el Adriático y está prácticamente ausente en el Mar Negro.

El besugo presenta hermafroditismo proterándrico, es decir que, aún presentando gónadas masculinas y femeninas simultáneamente, desarrollan en principio las masculinas y posteriormente, en la mayor parte de los casos, degeneran los testículos y los ovarios se vuelven funcionales. Por lo tanto, los machos predominan en las tallas inferiores y las hembras en las superiores. La primera madurez en el medio natural es a los 5 años en los machos y 8 años en las hembras; en cultivo a los 4 y 5 años, machos y hembras respectivamente.

La época de reproducción en el medio natural varía en función de la latitud y la longitud, en Azores y en el Cantábrico va de enero a abril con un pico de actividad en febrero-marzo y en el Atlántico la época de desove va de febrero a mayo. En cautividad la época de

desove abarca desde enero a mayo con un pico de actividad en marzo-abril.

El descenso en las capturas en el medio natural, asociado a su alto precio en el mercado y el interés creciente por el cultivo de besugo por parte de otros países como Italia, Grecia y Portugal hacen que el desarrollo de su cultivo sea objeto de una atención especial; tanto desde el punto de vista de la investigación como a nivel empresarial.

La fase de criadero de esta especie no ofrece grandes dificultades, pudiendo realizarse en tanques de grandes volúmenes. La secuencia de alimentación de las larvas es a base de rotífero, Artemia en diferentes fases de crecimiento y alimento inerte. A la edad de 50 días son alimentadas únicamente con pienso.

La fase de engorde se realiza en jaulas en el mar ya que el crecimiento es mayor (Fig. 6) y mejora de forma considerable el aspecto de los peces.

En la actualidad en Galicia hay una sola empresa dedicada al cultivo de besugo, produciendo 134 toneladas en el año 2006.

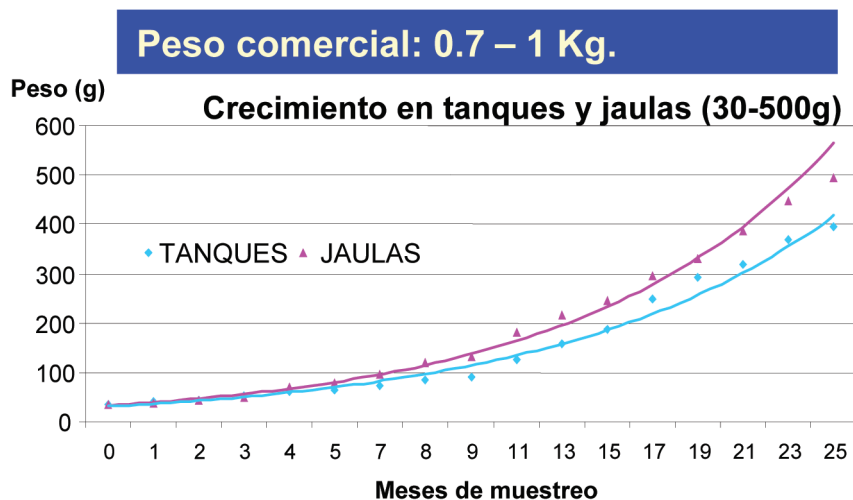
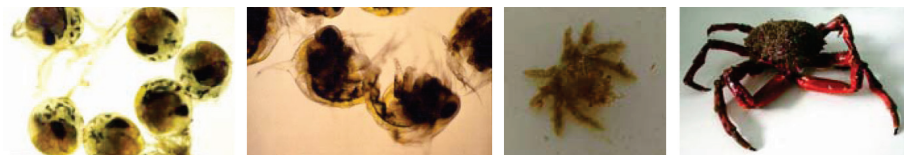


Fig. 6. Crecimiento de besugo en tanques y jaulas desde 30 g hasta tamaño comercial (500g)

3.4.4. La centolla (*Maja squinado*)



La centolla es un crustáceo del orden Decápoda y la familia Majidae. Su caparazón es triangular por delante y casi redondo por la zona de atrás y está cubierto por una serie de espinas. Su color es rojo pardo y una de las características de la centolla de las rías es que su caparazón está cubierto de pequeñas algas. Se alimenta de algas, moluscos, erizos, estrellas de mar, etc

Se distribuye por el Atlántico Oriental, desde el sur del Mar del Norte hasta la costa de Angola (incluidas las islas Madeira, Azores, Canarias y Cabo Verde).

Los trabajos realizados de esta especie son acerca de su biología y su pesquería pero hay muy pocas referencias de su cultivo (Fig. 7).

Las hembras realizan varias puestas después de haber sido fecundadas una sola vez y una gran proporción de ellas están ovadas desde marzo a septiembre. Su desarrollo pasa por las fases natato-

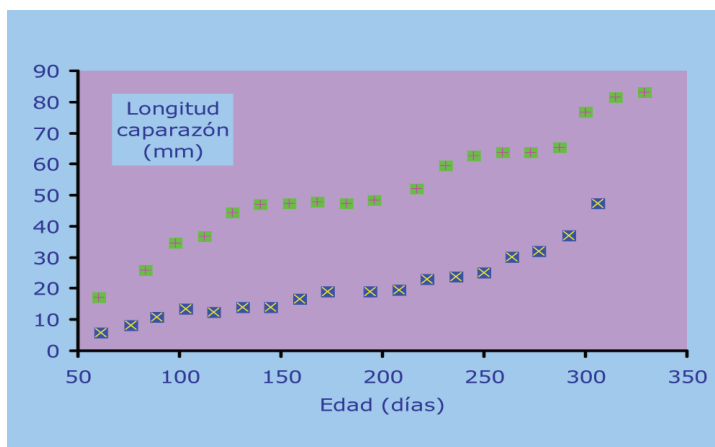


Fig. 7. Crecimiento de la centolla en el CO de Vigo (IEO)

rias, zoea y megalopa hasta que adoptan vida bentónica. Los juveniles sufren varias mudas para alcanzar la pubertad momento en que se encuentran preparados para la reproducción.

En el CO de Vigo del IEO se ha realizado experimentos con diferentes sistemas de cultivo y se han obtenido los datos de supervivencia de 0.7% en cultivo intensivo y de 65.7% en cultivo extensivo, a la edad de 11 meses y de 8cm de longitud del caparazón. .

Las empresas que dedican su actividad a la centolla, cetáceas, mantienen adultos en cautividad durante períodos cortos o los mantienen en engorde durante unos meses pero ninguna de ellas realiza el cultivo integral de la especie (Fig.8).

Actualmente se considera una especie estudio para repoblación.



Fig. 8. Tanques de cultivo de centolla

3.4.5. Cultivo del mejillón, *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819)



El mejillón es un molusco bivalvo del Orden Mytiloideos y Familia *Mytilidae* que carece de esqueleto interno, su cuerpo esta cerrado dentro de dos valvas simétricas unidas por un ligamento. Las valvas se articulan mediante unos dientes pequeños que forman la charnela.

El emparrillado de la batea es de madera de eucalipto y en él se distinguen las vigas y los pontones. Dentro de las vigas hay que diferenciar: las vigas maestras que soportan el emparrillado; las vigas de través que van colocadas sobre las maestras; la viga de amarre de características similares a la viga maestra y los látigos, que son las vigas más delgadas y su finalidad es alinear los costados de la batea y darle consistencia y protección. Los pontones son la parte del emparrillado destinado al amarre de las cuerdas de cultivo y van paralelos a las vigas maestras.

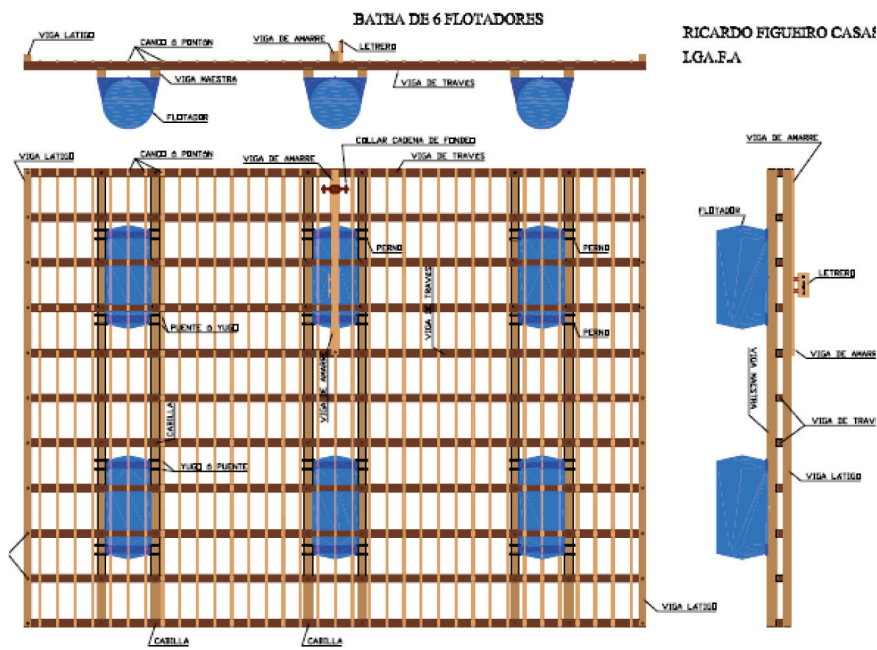


Fig. 9. Estructura de una batea de mejillón

Las cuerdas están confeccionadas con red de nylon y llevan intercaladas cada 40cm unos palillos de plástico de aproximadamente 30cm de largo cuya función es repartir el peso del mejillón a lo largo de toda la cuerda y evitar su desprendimiento (Fig. 10).

Las bateas están situadas en polígonos, cada uno se nombra con una letra y se subdivide en cuadrículas numeradas, cada una de ellas, corresponde a la posición de fondeo de cada batea.

En la ría de Vigo hay 13 polígonos y un total de 478 bateas.

Las bateas, tal y como establece la normativa, deben tener una superficie total máxima de 550 m². Sólo podrán fondearse con uno o dos muertos. La longitud máxima de las cuerdas será de 12 metros, el número máximo de cuerdas por batea será de 500 o sea 1 cuerda por metro cuadrado útil.



Fig. 10. Vista submarina de las cuerdas de una batea de mejillón

PROCESO DE CULTIVO

El cultivo se inicia con la obtención de la semilla, que se recolecta de las rocas de los bancos naturales, previa autorización administrativa, ó mediante cuerdas colectoras. A partir de la semilla obtenida, se confeccionan las cuerdas de cultivo, envolviendo la semilla alrededor de la cuerda con ayuda de una fina red de acetato vegetal, algodón o mezcla de ambos materiales, que se descompondrá a los pocos días de estar en el agua, el tiempo suficiente para que la semilla de mejillón se haya embisado a la cuerda. Esta operación de cultivo se conoce normalmente con el nombre de “encordado” y se puede realizar con máquinas encordadoras o manualmente.

Cuando el mejillón alcanza un tamaño de 3-5 cm y el peso de la cuerda se ha incrementado mucho, se realiza la operación denominada “desdoble” que consiste en retirar el mejillón de las cuerdas para confeccionar unas nuevas, en las que la densidad de individuos disminuye para favorecer su crecimiento. El número de cuerdas de desdoble que se obtienen a partir de una cuerda de semilla varía entre 2 y 4, dependiendo del peso de estas últimas.

La cosecha se realiza cuando el mejillón tiene una talla entre 60-90 mm, izando las cuerdas con la grúa y el cesto. A continuación, mediante la utilización de cepillos, se separan las piñas de mejillón



Fig. 11. Barco mejillonero

de las cuerdas y se trasvasan a las máquinas clasificadoras donde se separan en diferentes tallas y se lavan para su posterior embolsado. Si el destino final del mejillón es para la industria, el proceso sólo consiste en izar las cuerdas y separar con los cepillos las piñas el mejillón, que se lleva a granel en la cubierta del barco hasta el puerto de descarga.

En la actualidad todas las labores del cultivo se realizan a bordo de barcos preparados para desarrollar este trabajo y se denominan “barcos mejilloneros” (Fig. 11).

3.4.6. *El pulpo, Octopus vulgaris (Cuvier)*



El pulpo es un molusco cefalópodo perteneciente al orden Octopodidae de gran importancia económica en todo el mundo, sobre todo en los países asiáticos y con una distribución muy amplia (Océano Atlántico, mar Mediterráneo, mar Negro).

En la actualidad España se puede considerar como una potencia mundial en la captura y comercialización de esta especie.

Puede llegar a medir 1 metro de longitud y alcanzar un peso de 12 kilos. Tiene ocho brazos (no tentáculos) con dos filas de ventosas. En los machos el tercer brazo derecho se denomina hectocotilo y su función es copuladora-reproductora. El extremo de este brazo acaba en un pequeño engrosamiento que lo diferencia de las hembras.

Viven en fondos rocosos y arenosos desde la superficie hasta 100 metros de profundidad. Se alimenta de noche y su dieta está basada en crustáceos, bivalvos y peces.

Posee multitud de cromatóforos (células portadoras de pigmentos), los cuales le permiten cambiar de color y mimetizarse con el

medio donde viven, con el fin de pasar desapercibido ante predadores y presas.

Los pulpos tienen una fecundidad muy alta (150.000 huevos/kilo de hembra) y un periodo de puesta muy amplio desde febrero hasta noviembre.

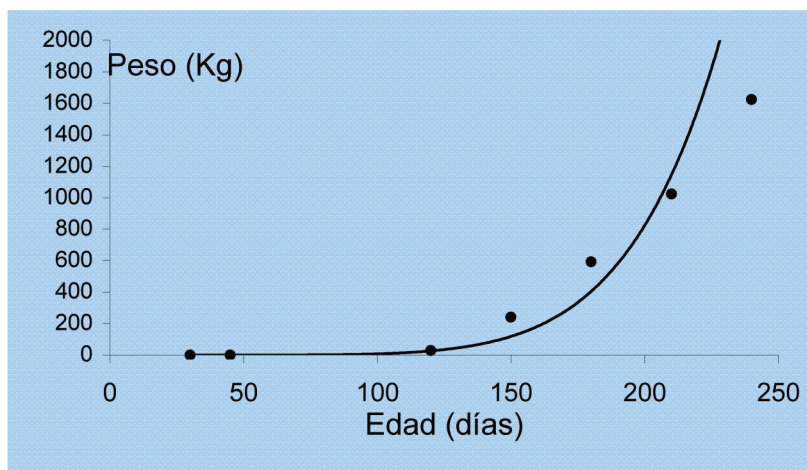


Fig. 12. Curva de crecimiento del pulpo.

El problema que tiene el cultivo de pulpo, es la gran mortalidad de las paralarvas antes de hacerse bentónicas (esto ocurre sobre los 50 días de vida) posiblemente debido a deficiencias alimentarias que hasta este momento no se pudieron solventar. Actualmente la investigación se centra en la obtención de pulpos en criadero a partir de puestas de hembras pescadas en el medio natural. La hembra deposita los huevos en su guarida y los cuida hasta el momento que nacen los pequeños pulpos llamados paralarvas. En los primeros estadios de vida las paralarvas son pelágicas y se alimentan de artemia adulta alimentada con fitoplancton

En la actualidad se producen sobre 7 t de pulpo en Galicia, y en la isla de Lanzarote se están instalando jaulas para producir 20 t anuales.

Es una especie de crecimiento muy rápido (Fig. 12) y debido a ello se comenzó su cultivo en el año 1995 en el Centro Oceanográfico de Vigo del IEO.

3.5. Centros de Investigación y empresas ubicados en la Ría de Vigo



3.5.1. En la actualidad existen cinco Instituciones dedicadas a la acuicultura:

UNIVERSIDAD DE VIGO,

La Universidad de Vigo se constituye en el año 1999. En el Campus Universitario de Vigo, están ubicadas las Facultades de Biología y Ciencias del Mar en donde trabajan varios equipos de investigación en diferentes áreas relacionadas con la acuicultura:

- Área de Bioquímica
- Área de Genética
- Área de Parasitología
- Área de Fisiología Animal
- Área de Microbiología

Además dispone de una Estación de Ciencias Mariñas de Toralla (ECIMAT) en la Ría de Vigo situada en la Isla de Toralla, en donde se realizan trabajos con agua de mar y cultivos marinos a escala experimental y de planta piloto. Dispone de cuatro unidades: cultivos marinos, medio marino y actividades subacuáticas

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES MARINAS

El Instituto de Investigaciones Mariñas (IIM), perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), se creó en 1951 como laboratorio costero dependiente del Instituto de Investigaciones Pesqueras de Barcelona, del que se desvincularía en 1978. En este momento, ya como centro independiente, toma el nombre de Instituto de Investigaciones Pesqueras, adoptando su nombre actual en 1986. El Instituto de Investigaciones Mariñas está adscrito a dos Áreas Científico Técnicas: Recursos Naturales y Ciencia y Tecnología de Alimentos estructurándose en cuatro departamentos: Oceanografía, Recursos y Ecología Marina, Biotecnología y Acuicultura y Tecnología de los Alimentos.

Dentro del departamento de Biotecnología y Acuicultura marina trabajan en las siguientes líneas de investigación:

- Ecofisiología e Innovación Tecnológica del cultivo de bivalvos de interés comercial.
- Alimentación y nutrición de larvas de peces y microbiota de los sistemas de cultivo larvario.
- Patologías y base molecular de la respuesta inmune de moluscos bivalvos y peces de interés comercial.

En sus instalaciones, dispone de un Laboratorio Nacional de Referencia de Enfermedades de moluscos y de un modulo de experiencias para experimentación en acuicultura de aproximadamente 250 m², distribuidos en una serie de dependencias específicas para los distintos departamentos.

INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRAFIA

El Centro Oceanográfico de Vigo (COV) del Instituto Español de Oceanografía (IEO), creado en el año 1917, depende en la actualidad del Ministerio de Educación y Ciencia (MEC) donde se realizan inves-

tigaciones aplicadas al desarrollo de tecnologías de cultivo y mejora de producción, desde el año 1986, tiene en sus instalaciones de Cabo Estai en Vigo, un departamento de acuicultura que trabaja en las siguientes áreas:

a) Optimización de técnicas de cultivo (Rodaballo, besugo, lenguado y pulpo)

- Gestión de reproductores
- Mejora de técnicas de cultivo larvario
- Diseño y mejora de sistemas de engorde
- Desarrollo de técnicas de mejora genética

b) Desarrollo de técnicas de cultivo de nuevas especies (Salmonete, sargo, merluza, mero, centollo)

- Captura y aclimatación de ejemplares del medio natural
- Establecimiento de stocks de reproductores
- Adaptación de técnicas de cultivo larvario
- Experiencias de engorde con juveniles

c) Interacción acuicultura-medio ambiente-pesquerías (Rodaballo, besugo, sardina, merluza, pulpo, centolla)

- Técnicas de marcado y repoblación
- Efectos de contaminantes en organismos marinos

El Centro Oceanográfico de Vigo dispone desde el año 1986 de un Módulo de Experiencias Biológicas (1500m²) en sus instalaciones de Cabo Estay, donde se lleva a cabo toda la investigación en acuicultura.

CETMAR

El Centro Tecnológico del Mar, Fundación CETMAR desarrolla fundamentalmente actuaciones de coordinación y asesoramiento, actuando como puente y coordinación entre la investigación marítimo-pesquera, las empresas y las Administraciones públicas responsables del entramado mar-industria.

Entre las materias objeto de análisis y estudio por parte de CETMAR se encuentra la acuicultura marina. Los trabajos del CETMAR relacionados con la acuicultura pueden tener su origen a partir de encargos que efectúa la propia Administración pesquera, o bien porque CETMAR se presenta a convocatorias públicas de proyectos a los que

va acompañada de los grupos de investigación de los centros de investigación marina, ejerciendo muchas veces tareas de coordinación. También presta asesoramiento a la administración autonómica sobre la regulación acuícola, políticas y planes de gestión, participando también en actividades formativas con proyectos para la elaboración de material didáctico para acuicultores o diferentes cursos sobre mantenimiento de jaulas marinas, cursos de gestión de la acuicultura, etc.

Entre las actuaciones realizadas en el campo de la acuicultura destaca la elaboración del Plan Estratégico de la Acuicultura Marina, por encargo del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

CETMAR también participa en proyectos de cooperación internacional a través de la cooperación al desarrollo. Así CETMAR desempeña actuaciones en las siguientes líneas:

Respaldo ante las instituciones internacionales.

Cooperación con países terceros como estrategia de desarrollo de la pesca.

Participación en proyectos innovadores a nivel regional, nacional e internacional.

Apoyo a empresas pesqueras para su internacionalización.

ANFACO CECOPESCA

La Asociación Nacional de Fabricantes de Conservas y Mariscos (ANFACO), lleva mas de 100 años defendiendo los intereses de las empresas transformadoras de productos de la pesca y la acuicultura. ANFACO es una asociación sin ánimo de lucro que da servicio a mas de 175 empresas directa o indirectamente vinculadas con dicho sector industrial, lo que incluye:

- Conservas, semiconservas y salazones de pescados y mariscos
- Congelados, refrigerados y elaborados de productos del mar
- Aceites y harinas de pescado
- Ahumados de pescado
- Materias primas
- Envases y embalajes
- Maquinaria
- Comercializadores de productos del mar
- Organizaciones y asociaciones

- Servicios auxiliares
- Productos conservados

Dentro del campo de la investigación tiene tres líneas relacionadas con la acuicultura:

- Evaluación de la eficiencia de acumulación de toxinas y PCBs en rodaballo de cultivo
- Establecimiento del período de supresión de antibióticos (quinolonas) en rodaballo de cultivo
- Estudio de la contaminación ambiental (contaminantes bióticos y abióticos), caracterización y autenticidad de especies de moluscos cultivadas

3.5.2. Empresas dedicadas a la Acuicultura en la Ría de Vigo

Existen actualmente (2007) en la Ría de Vigo, cuatro empresas dedicadas al cultivo de peces, aunque la cuarta que pertenece al Grupo PESCANOVA esta ubicada ya en el exterior de la ría (Cabo Silleiro) y una al cultivo de pulpo.

PISCÍCOLA DEL MORRAZO:

Año de fundación: 1987
 Ubicación: Nerga (Cangas do Morrazo)
 Producción: 400 tn/año
 Especie: Rodaballo

LOITAMAR (Sociedad Cooperativa Gallega):

Año de fundación: 2002
 Ubicación: Domaio
 Producción: 400 tn/año
 Especie: Rodaballo

SAMERTOLAMEU:

Año de fundación: 1995
 Ubicación: Cangas
 Producción: 10 tn/año
 Especie: Pulpo

INSUIÑA (GRUPO PESCANOVA)

Año de fundación: 1992

Ubicación: Cabo Silleiro

Producción: 5.500.000 de alevines de rodaballo (año 2007)

Especie: Rodaballo (Juveniles)

INSUIÑA (GRUPO PESCANOVA)

Año de fundación: 1998

Ubicación: Chapela (Redondela)

Producción: 80 tn/año

Especie: Rodaballo (Tamaño comercial)

PRODUCTORES DE MEJILLÓN

En la ría hay 596 bateas agrupadas en 13 polígonos en las zonas de Cangas, Redondela, Vigo y Bayona. Estos productores de mejillón son en algunos casos independientes y en otros casos están asociados en agrupaciones de diversas características.

3.6. Interacción Acuicultura – Medio ambiente

El rápido desarrollo de la acuicultura y la presión que ejerce esta actividad sobre el medio ambiente, así como otras actividades en el campo de la pesca y la agricultura, ha llevado a la FAO a una definición específica sobre el desarrollo sostenible: “ Desarrollo sostenible es la gestión y conservación de la base de los recursos naturales y la orientación de los cambios tecnológicos e institucionales de manera que se asegure el logro y la satisfacción de las necesidades humanas para generaciones presentes y futuras. Dicho desarrollo sostenible (en sectores agrícolas, forestales y pesqueros) preserva los recursos de la tierra, el agua, así como los genéticos de las plantas y animales, no degrada el medio ambiente, es técnicamente apropiado, económicamente viable y socialmente aceptable” (FAO, 1997)

Las estrategias para el desarrollo sostenible aplicables también al sector acuícola se resumen en los siguientes puntos: generar empleo, proveer a la población de alimento sano, ayudar a la mejora

de la sanidad animal y colaborar a la conservación del medio ambiente.

El Código de Conducta para la Pesca Responsable de la FAO, de carácter voluntario, está ejerciendo una notable influencia en la gestión y ordenación de la acuicultura. El objetivo de este Código de Conducta, es promover el desarrollo y la gestión responsables de la acuicultura, a fin de garantizar un elevado nivel en la calidad del alimento, respetando al mismo tiempo consideraciones ambientales y demandas del consumidor

Su propósito es el de establecer una base común de responsabilidad sectorial dentro de la sociedad y demostrar el respeto del sector productor frente a los peces que cultiva, el medio ambiente y el consumidor.

Por otra parte, la Federación Europea de Productores Acuicultores (FEAP, 2000), ha redactado un Código de Conducta para la Acuicultura Europea, que invita al desarrollo de una acuicultura responsable y que contempla la responsabilidad del piscicultor frente a los peces, al medio ambiente y al consumidor.

Las directrices de éste código, establecen que, las personas, cooperativas y empresas dedicadas a la acuicultura de forma individual o colectiva:

1. Deberán tratar y cooperar con las autoridades europeas, nacionales y regionales sobre el desarrollo y cumplimiento de planes, prácticas y reglamentos, que ayuden a lograr un sostenimiento ambiental, económico y social del sector acuicultor.

2. Deberán tratar y cooperar con otros acuicultores (y proveedores del sector) sobre el desarrollo y los acuerdos en cuanto a normas y objetivos.

3. Deberán planear y manejar los emplazamientos acuícolas de forma que minimicen las interacciones negativas con el medio ambiente.

4. Deberán utilizar solamente los emplazamientos cuyas características sean compatibles con una actividad sostenible a largo plazo y de efectos ecológicos aceptables.

5. Deberán planear y manejar los emplazamientos de acuicultura de forma que se conserven los recursos de agua.

6. Deberán respetar las consideraciones sobre bienestar aplicables a las especies que tengan en cultivo.

7. Deberán tomar las medidas apropiadas para evitar brotes de enfermedades, y cumplir los procedimientos reglamentarios de contención, en caso de surgir una infección.

8. Deberán utilizar agentes terapéuticos, de acuerdo con la legislación pertinente y los principios del buen hacer.

9. Deberá eliminar los desechos y las materias químicas de forma que no resulten perjudiciales para la salud humana ni para el medio ambiente, de conformidad con la legislación.

10. Deberán cooperar con las actividades de investigación, desarrollo tecnológico y formación, dirigidas a mejorar la compatibilidad social y ambiental de la acuicultura.

11. Deberán realizar mejoras tecnológicas y de gestión, donde tales adelantos sean económicamente factibles y puedan apoyar la sostenibilidad de la actividad y mejorar la compatibilidad social y ambiental de la acuicultura.

12. Deberán realizar los mayores esfuerzos para obtener productos de la máxima calidad en todas las fases del proceso productivo

Además la Federación Europea de Productores de Acuicultura (FEAP), en la que está integrada también la Asociación Empresarial de Productores de Cultivos Marinos de España (APROMAR), mantiene desde 2004 un acuerdo de cooperación con la Unión Mundial para la Naturaleza (IUCN) con el fin de colaborar en los siguientes campos:

- Desarrollar y gestionar la acuicultura con respeto al medio ambiente
- Definir y divulgar el principio de la sostenibilidad en la acuicultura.

Reflexionando sobre la evolución futura de la acuicultura, el desarrollo sostenible es una de las cuestiones más importantes que se plantean en todos los sectores económicos. Será necesario integrar y compatibilizar la acuicultura con la protección del medio ambiente. Por ello es indispensable seguir las directrices planteadas por los distintos organismos, tanto a nivel autonómico, como estatal e internacional.

BIBLIOGRAFIA

Bibliografía (PESCA)

- Arnáiz, R & A. de Co. 1990. Artes de pesca da Ría de Arousa. Xunta de Galicia. Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, 279 p.
- Arnaiz R. & C Morales. 2000. La pesquería de anguila con nasa de butrón en la ensenada de San Simón (Ría de Vigo) en 1988. Xunta de Galicia. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura, 53 p.
- Beloso, J. 1990. Embarcaciones y artes de pesca tradicionales en el puerto de a Guarda. En: El hombre y el mar en la costa suroeste de Pontevedra. Diputación de. Pontevedra: 57-115.
- Eiroa, F. 1999. As pesca oceánicas. Xunta de Galicia. Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, 221 p.
- Fernández, F. 1998. A pesca galega de mar a mar. Ediciós do Castro. Publicacións da área de ciencias mariñas do seminario de estudos galegos, 129 p.
- García, M., F. Quintero, R. Arnáiz, R. Bañón, J.M. Campelos, F. Lamas, A. Gancedo, M.E. Rodríguez & J. Ribó. 2005. La pesquería de calamar y puntilla con boliche en las Rías Baixas gallegas 1999-2003. Xunta de Galicia, 108 p.
- González, J. L. & E. González. 1984. Pesca experimental de nécora (*Macropus puber* L.) con nasa: ensaio de diferentes tipos de nasas, encarnadas e portas de escape. Cuadernos da Área de Ciencias Mariñas 1: 439-452.
- Labarta, U. 1985. A Galicia mariñeira. Ed. Galaxia, 234 p.
- López Veiga, E.C. 2000. Manual de política pesqueira. X. d. Galicia. 1: 125-137.
- Lorenzo, X. 1982. O mar e os ríos. Ed. Galaxia, 179 p.
- Pereira, X.M. 2000. La pesca en el siglo XVI, el esplendor de Pontevedra. En: *Historia de las Rías*, 46: 729-744. Faro de Vigo, Fundación Caixa Galicia.
- Rodríguez, B. 1923. Diccionario de artes de pesca de España y sus posesiones. Ministerio de la Marina, Madrid. Edición facsímil editada por la Xunta de Galicia en 2000, 816 p.
- Romaní, A. 1981. La pesca de bajura en Galicia. Ediciós do Castro, Sada-A Coruña. Serie liminar etnografía, 166 p.
- Santos, I. & A. Nores. 2005. Historia de Cangas 1900-1936. Unha ribeira de pescadores. Eds. A nosa terra, 824 p.
- Slack-Smith, R. J. 2001. Fishing with Traps and Pots. Rome, FAO Training Series, 26, 62 p.

Bibliografía (MARISQUEO)

- Andreu, B. & P. Arté, 1956. Experiencias previas sobre fijación de larvas y crecimiento invernial de la ostra (*Ostrea edulis*) joven de las rías gallegas (NW de España). Pub. Inst. Biol. Apl. XIX: 115-129.
- Arnaiz, R. & A. De Co, 1990 Artes de pesca da Ría de Arousa. Camelle. Ría de pesca. Xunta de Galicia. 279 pp.

- Cadee, G, 1968; Molluscan biocoenosis and tanatocoenosis of Ría de Arousa (NW Spain). Zöol. Verh. Rijsmus. Nat History. Leiden 95: 121pp.
- Cornide, J. 1788. Ensayo de una Historia Natural de los peces y otras producciones de la costa de Galicia. Edic. facsimilar del Seminario de Estudos Galegos. Edicións do castro. 1983.
- Fernández Cortés, F., 1998. La explotación de las poblaciones silvestres de los moluscos bivalvos in Marisqueo en Galicia 3ª xornadas de medio mariño e acuicultura. Sada 1994 pp. 159-183.
- Fernández Cortés, F., X. M. Romaris, J. P. Pazó & E. R. Moscoso, 1984. Análisis de la explotación de moluscos bivalvos en la Ría de Vigo. I. Producción comercial de almeja babosa *Venerupis pullastra* Mont. Del banco del Bao, controlado por la lonja de Canido durante las campañas 1979-80 y 1980-81. Cuadernos da Área de Ciencias Mariñas. Seminario de Estudos Galegos. 1: 509-526.
- Graells, M de la P, 1870. Exploración Científica de las costas del Departamento Marítimo del Ferrol en el verano de 1869. Madrid.
- IFREMER, 1988. La palourde. Dossier d' élevage. Equinoxe
- Martínez Ferreiro R, X. Penas Patiño & X.M. Torres Reino, 1998. Síntese histórica do marisqueo en Galicia. In. Marisqueo en Galicia, 3ª xornadas do medio mariño e acuicultura. Sada 1994. pp 13-36 pp.
- Navaz, J. M., 1942. Estudio de los moluscos comestibles de la Ría de Vigo. Trab. Del Inst. Esp de Oceanografía. 16: 1-75
- Pazó, X. P., 1987. Producción de semilla de ostra plana europea (*Ostrea edulis*) por captación natural. Cuadernos da Área de Ciencias Mariñas. Seminario de Estudos Galegos. 2: 9-17 (1987).
- Pazó, X. P, 1998. Aplicación de técnicas de cultivo a bancos naturais de moluscos nas costas galegas. In Marisqueo en Galicia, 3ª xornadas de medio mariño e acuicultura. Sada 1994. pp 185-196.
- Pianka, E. R, 1970. Onrand K Selection. Amer. Natura hist: 104:592-7. 1970.
- Sánchez Sánchez, M., 1936. La ostricultura en la Ría de Vigo. Industrias Pesqueras. N° 230. Vigo.

Bibliografía (ACUICULTURA)

- Aguirre M.P., 1979. Biología del mejillón de cultivo en la ría de Vigo. Bol. Inst .Esp. Oceanog. 5(3):107-160
- Anguís, V. y J.P. Cañavele., 2005. Spawning of captive Senegal sole (*Solea senegalensis*) under a naturally fluctuating temperature regime. 2005. Aquaculture, 243: 133-145.
- APROMAR 2007 . La Acuicultura Marina de Peces en España.
- Cáceres Martínez J., 1994 Aspectos de la biología del mejillón *Mytilus galloprovincialis* en la ría de Vigo. Ciclo reproductivo, vida larvaria y fijación. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.

- Cañavate, J.P. y C. Fernández-Díaz, 1999. Influence of co-feeding larvae with live and inert diets on weaning the sole *Solea senegalensis* onto commercial dry feeds. *Aquaculture* 174: 255-263.
- Iglesias J., M. Olmedo, J.J. Otero, J.B. Peleteiro, & M.R. Solórzano, 1985. On-growing of turbot (*Scophthalmus maximus* L.) in the Ria de Vigo. ICES, C.M-1985/F:36/ Sess.Q Mariculture Committee.
- Iglesias, J., F.J. Sanchez, J.J. Otero & C. Moxica, 2000. Cultivo del pulpo (*Octopus vulgaris*, Cuvier): situación actual, problemas y perspectivas. *Cahiers Options Méditerranéennes*. 2000. Vol. 77:313-321.
- Iglesias, J., F.J. Sánchez, C. Moxica, L.Fuentes, J.J. Otero & J.L. Pérez, 2002. Datos preliminares sobre el cultivo de larvas y juveniles de centolla (*Maja squinado* HERBST, 1788) en el Centro Oceanográfico de Vigo del Instituto Español de Oceanografía. *Bol. Inst. Esp. Oceanog.* 18 (1-4). 2002: 25-30.
- Iglesias, J., F.J. Sánchez, C. Moxica, L.Fuentes, & J.J. Otero, 2003. Avances sobre el cultivo de la centolla (*Maja squinado*, HERBST, 1788). En V Foro dos Recursos Mariños e da Acuicultura das Rias Galegas. Edt. M. Rey, J. Fernandez, M. Izquierdo y A. Guerra. P.p. 59-66.
- FAO 2006. Estado Mundial de la Pesca y la Acuicultura.
- FEAP 2000. Código de Conducta para la Acuicultura Europea.
- Figueiro R y M.A. Cunha, 1991. A batea como sistema de cultivo. Unidades Didácticas de Acuicultura 11. Consellería de Pesca, Marisque e Acuicultura. Santiago de Compostela.
- Guía para el desarrollo Sostenible de la Acuicultura Mediterránea. Interacciones entre la Acuicultura y el medio Ambiente. UICN, Gland, Suiza, y Málaga, España. VI +114 páginas. (2007)
- Labarta U, Fernández-Reiriz M.J., Pérez Camacho A. y E. Pérez Corbacho, 2004. Bateiros, mar, mejillón. Una perspectiva económica. Centro de Investigación Económica y Financiera. CIEF, Fundación Caixa Galicia.
- Linares, F., M.Olmedo, A. Ortega, & J.B. Peleteiro, 1999. Experiencias de engorde de besugo (*Pagellus bogaraveo* (Brünich, 1768) en jaulas y tanques de cultivo. Libro de Resúmenes del VII Congreso Nacional de Acuicultura. Pag. 52.
- Olmedo, M., F. Linares & J.B. Peleteiro, 2002. Engorde de juveniles *Pagellus bogaraveo* (Brünich, 1768) cultivados en tanques y jaulas. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* Vol. 18 (1-4),
- Olmedo, M., J.B. Peleteiro, R. Cal, F. Linares & F. Linares, 2003. Crecimiento de juveniles de lenguado senegalés *Solea senegalensis* (Kaup 1858) en Galicia. Libro de Resúmenes del IX Congreso Nacional de Acuicultura.
- Olmedo, M., J.B. Peleteiro, R. Cal & F. Linares, 2003. Crecimiento de juveniles de lenguado (*Solea senegalensis*, KAUP, 1858) en Galicia. Libro de Resúmenes del IX Congreso Nacional de Acuicultura. pp: 383-385

- Peleteiro, J.B., M. Olmedo, C.Gómez & B. Alvarez-Blázquez, 1999. Evaluación de nuevas especies potencialmente cultivables: Besugo (*Pagellus bogaraveo* B.), Salmonete (*Mullus surmuletus*), Sargo (*Diplodus sargus*), Mojarra (*Diplodus vulgaris*), Abadejo (*Pollacus pollacus*), Aligote (*Pagellus acarne*), en el NW de la Península Ibérica. Libro de Resúmenes del VII Congreso Nacional de Acuicultura: pag. 51.
- Peleteiro, J.B. 1999. La reproducción del rodaballo (*Scophthalmus maximus* L.) en cautividad. II Congreso Ibérico de Reproducción Animal, Libro de Ponencias y Comunicaciones. Editores: P.García, Luis A. Quintela, Juan J. Becerra. I.S.B.N.: 84-699-0655-0, Dep. Legal: LU-125-1999. p.p. 133-145.
- Peleteiro, J.B., M. Olmedo & Alvarez-Blázquez, 2000. Culture of *Pagellus bogaraveo*: present knowledge, problems and perspectives. Cahiers Options Méditerranéennes. 2000, Vol. 47: 141-151.

VIII

IMPACTO DEL HOMBRE SOBRE EL ECOSISTEMA DE LA RÍA DE VIGO: HACIA UNA GESTIÓN INTEGRADA

Ángel Guerra, Prof. de Invest., Instituto de Investigaciones Marinas, CSIC
Santiago Lens, Invest. Titular, Centro Oceanográfico de Vigo, IEO
Francisco Rocha, Prof. Cont. Doctor, Universidad de Vigo

1. INTRODUCCION

2. EL ECOSISTEMA MARINO DE LA RIA

3. SITUACION ACTUAL

3.1. Impactos y amenazas

3.2. Espacios protegidos

3.3. Estado actual del conocimiento y la gestión

4. NUEVOS ENFOQUES

4.1. La aproximación ecológica

4.2. La gestión basada en el ecosistema

4.2.1 Los modelos ecológicos

4.2.1.1. Un caso particular: El pulpo común

4.2.2. Gestión espacial: Áreas marinas protegidas

4.2.3. Indicadores ecológicos

4.2.3.1. Un ejemplo de Calidad Ecológica

4.3. La gestión integrada

5) ELEMENTOS PARA UN PLAN DE GESTION INTEGRAL DE LA RIA DE VIGO.

BIBLIOGRAFIA

1. INTRODUCCION

Las rías gallegas son espacios singulares, tanto si se consideran como entidades geográficas, hábitats naturales o sistemas explotados por el hombre. En ellas existe un gran patrimonio natural (paisajístico, florístico y faunístico) y cultural, con un importante valor social y económico. En este contexto, la ría de Vigo es un enclave ecológico de extraordinario valor para la supervivencia de diferentes especies de moluscos, crustáceos y peces de importancia comercial, para las aves marinas, para los cetáceos y para el desarrollo de los ciclos vitales de muchas otras especies.

Desde el punto de vista geográfico, su particularidad queda de manifiesto por la adopción internacional del término «ría» para definir este tipo de formación geológica. Las rías y, en este caso particular la de Vigo, pueden considerarse como unidades funcionales que están interrelacionadas tanto con el entorno terrestre como con la plataforma marítima continental adyacente.

Sus recursos naturales son aprovechados por el hombre desde la antigüedad, y las comunidades humanas que se asientan en sus márgenes desarrollan actividades marisqueras, pesqueras y de acuicultura, que representan una de las actuaciones de mayor envergadura en Galicia, tanto en el plano socio-económico y cultural como en el ecológico. Muchas otras actuaciones tienen lugar en la ría, tales como el tráfico marítimo, la producción industrial, y las actividades relacionadas con el ocio y el recreo. La ría también está sometida a una creciente presión demográfica y sufre la alteración de sus hábitats y los impactos de acciones que tienen lugar tierra adentro, como las actividades industriales y agrícolas y los incendios forestales, entre otras.

Uno de los objetivos de este capítulo es hacer una descripción de los principales impactos antropogénicos en el ecosistema marino de la ría de Vigo. Para ello nos ha parecido útil comenzar por una aproximación al conocimiento integrado de la estructura y funcionamiento de dicho ecosistema. Otro de los objetivos que nos proponemos es exponer las limitaciones del actual sistema de gestión de los impactos humanos. A continuación abordaremos el concepto de

la aproximación ecológica al estudio del medio marino, como componente central de una gestión integrada. Finalmente se aportarán elementos para su aplicación a la ría de Vigo.

2. EL ECOSISTEMA MARINO DE LA RIA

En los capítulos precedentes se han considerado diferentes aspectos del ecosistema de la ría relacionados con la geología, los sedimentos, el régimen hidrológico, los ciclos de producción, la contaminación y las actividades extractivas (pesca y marisqueo) y de acuicultura. Toda esa información ofrece al lector un amplio conocimiento del ecosistema de la ría. Queda ahora por realizar una descripción integrada de este ecosistema considerando al hombre como parte del mismo, profundizando en aquellas actuaciones antropogénicas que le afectan, y teniendo en mente, tal como ha dicho en su momento Labarta, que se trata de un «mar rodeado por el hombre», y ello con todas sus consecuencias.

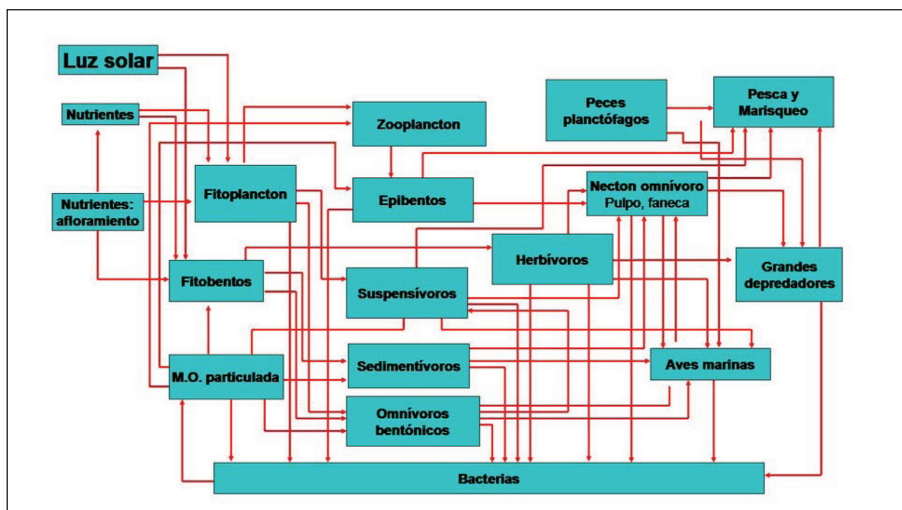


Figura 1. Principales compartimentos de un ecosistema litoral y sus relaciones.

En el esquema adjunto (Fig. 1) se muestra los principales compartimentos en que puede dividirse un ecosistema litoral y sus principales relaciones.

Hasta donde conocemos, no se ha realizado ninguna descripción integral del ecosistema de la ría de Vigo. Los trabajos realizados por el Instituto de Investigaciones Marinas (IIM) a mediados de los 80 y otros autores representan un intento de descripción del ecosistema marino de la ría de Vigo, sobre la que se basará la presente síntesis.

En la tabla 1 se muestra el número de especies identificadas por taxones según el Equipo de Biología Pesquera (EPB) de IIM. La aplicación de la trama mostrada en la figura 1 se efectuó considerando que, por su configuración, la ría puede dividirse en tres partes: a) la zona interna o ensenada de San Simón; b) la zona central, separada de la anterior por el estrecho de Rande, y que comprendería desde éste hasta punta Borneira en la margen norte y cabo Estay en la sur; y c) la zona externa, desde estos límites hasta las islas Cies y las bocas norte y sur de la ría. Además, otros muchos autores, cuyas referencias se dan en la bibliografía, proporcionan información complementaria que confirma la elevada diversidad biológica de la ría.

El fitobentos de la ría (Fig. 1) está constituido fundamentalmente por algas que se asientan sobre fondos arenosos y rocosos de los pisos supralitoral, intermareal e infralitoral de ambos márgenes, siendo especialmente abundantes a profundidades inferiores a los 10 m, donde forma horizontes caracterizados por la presencia de una especie dominante. De este modo, el “verdello” o *Enteromorpha* spp. constituye

Taxón	Nº especies	Taxón	Nº especies	Taxón	Nº especies
Chlorophyta	5	Porifera	7	Crustacea	36
Pheophyta	10	Cnidaria	7	Equinoderma	18
Rhodophyta	7	Annelida	2	Urochordata	4
Anthophyta	2	Mollusca	54	Pisces	90
TOTAL					242

Tabla 1. Número de especies por taxones (E.B.P, 1987).

un cinturón en el piso superior del intermareal. El fitobentos está conformado por las algas Clorofíceas (destacando entre ellas *Ulva* spp. y *Enteromorpha* spp.) junto con la esponja *Ficulina fiscus*. Este hábitat es bastante característico de la zona comprendida entre la parte más externa de la ensenada de San Simón y el estrecho de Rande, especialmente sobre fondos arenosos, pero también fangosos.

La presencia de Feofíceas (Laminariales y Fucales) y Rodofíceas es muy pequeña en la zona interna de la ría, mientras que abundan en las otras dos. En la zona central habitan preferentemente sobre fondos de arena, piedra, conchuela y maërl. Las laminarias y los fucos o “bochos” se sitúan entre 1 y 30 m. de profundidad, mientras que las especies de algas rojas como *Chondrus crispus* y *Gigartina* spp. se distribuyen preferentemente entre 11 y 30 m. Existen también horizontes de *Cystoseira tamariscifolia*. La presencia de algas es prácticamente nula en el fondo y los taludes del canal central de la ría. En la zona externa, las algas verdes muestran una disposición similar a la central. Actualmente, forma parte del ecosistema el alga invasora japonesa *Sargassum muticum*. En la ensenada de San Simón hay praderas de la angiosperma *Zostera marina*, que se conocen como *cebales*, pero que, por diferentes causas, están actualmente en regresión.

Toda esta vegetación marina constituye el hábitat de los peces herbívoros de la familia de los lábridos pertenecientes a los géneros *Labrus* y *Ctenolabrus* (“pintos” y “maragotas”), así como viejas o “serrans” del género *Symphodus*, y doncellas (*Coris julis*).

Las comunidades más conocidas del epibentos (Fig. 1) son las del piso supralitoral, desarrolladas sobre sustrato duro. Además de cianobacterias, que confieren a las rocas color oscuro, hay un cinturón de algas. La vida animal está representada sobre todo por moluscos gasterópodos litorínidos (“*caramuxos*”), que se alimentan de algas y realizan migraciones verticales en relación con las condiciones de agitación de las aguas. Son característicos, también, los cirrípedos, los isópodos, y algunos crustáceos como el “*queimacasas*” (*Pachygrapsus marmoratus*). En los fondos duros mediolitorales, además de un recubrimiento vegetal con facies de *Ascophyllum nodosum* y *Enteromorpha* spp., se encuentran mejillones silvestres (*Mytilus galloprovincialis*), diferentes especies de gasterópodos, como las lapas (*Patella*

spp.), así como briozoos y ascidias. En los fondos blandos de este piso abundan los organismos sedimentívoros (Fig. 1) como las “*miñocas*”, poliquetos de las especies *Nereis diversicolor* y *Arenicola marina*, junto con cangrejos como *Carcinus maenas*.

En el piso infralitoral, desde unos pocos centímetros hasta la profundidad máxima de la ría (40 m. aproximadamente), las comunidades son diferentes según sea la naturaleza del sustrato. En los fondos duros las comunidades pueden ser de dominancia vegetal o animal. Las primeras presentan numerosas facies formadas por algas, que son sustituidas por *Zostera marina* en la ensenada de San Simón, donde además hay comunidades espongiíferas. Entre las formas animales cabe citar ascidiáceas como *Ciona intestinalis*, *Ascidia mentula* y la “*mexona*” *Phallusia mamillata*, actinias y anémonas o “*chupasangues*” de diferentes especies. Son característicos de estas comunidades los erizos (organismos herbívoros, Fig. 1), que en la ría están representados por al menos siete especies, entre las que destaca *Paracentrotus lividus*, que se explota comercialmente. Junto a ellos, se encuentran varias especies de omnívoros bentónicos como las estrellas de mar *Asteria rubens*, *Martasterias glacialis* y *Astropecten aurantiacus*. Son asimismo importantes los poblamientos de vermetidos y serpúlidos.

Los fondos blandos infralitorales, de aparente uniformidad del sustrato y ausencia de microambientes, presentan numerosas comunidades. El sustrato constituido por sedimentos arenosos está repleto de organismos suspensívoros (Fig. 1) donde se encuentran algunas de las especies de moluscos bivalvos de mayor interés comercial como almejas (*Venerupis* spp.), berberechos (*Cerastoderma edulis*), navajas y “*longueirons*” (*Ensis* spp.), “*vieiras*” (*Pecten jacobaeus*) y zamburiñas (*Chlamys* spp.). Este tipo de fondos, así como los fangosos y detrítico son ricos en moluscos gasterópodos de gran variedad, también de crustáceos Pagúridos (ermitaños) y Decápoda Reptantia, siendo de especial interés la nécora, *Necora puber*, y la centolla, *Maja squinado*. Son también abundantes los peces ammodítidos conocidos como bolos o “*lubions*” (*Ammodytes tobianus*, *Gynammodytes semisquamatus*, *Hyperoplus lanceolatus*), los “*demos*” o peces de la familia Blennidae cuya variedad es elevada, y el pulpo común (*Octopus vul-*

garis), con una importante pesquería. A partir de los trabajos de Guerra y colaboradores, se conoce que el pulpo común es una especie epibentónica que no soporta variaciones importantes de la salinidad, razón por la cual su área de distribución en la ría se circunscribe a las zonas central y externa de la misma, como también ocurre con el “choquito” (*Sepia elegans*), el calamar (*Loligo vulgaris*) y las puntillas (*Alloteuthis subulata*). En ello se diferencian del “choco” (*Sepia officinalis*), que si soporta importantes variaciones de salinidad, ocupando toda la ría y alimentándose de pequeños crustáceos y de gran variedad de “lorchos” o peces góbidos. El lugar preferido de puesta y cría esta especie es la ensenada de San Simón, que es una zona de cría de muchas especies, entre ellas la solla (*Plathichtys flesus*) que es relativamente abundante incluso en estado adulto.

Hay varias especies bentónicas omnívoras (Fig. 1). Dos de ellas, los camarones *Palaemon serratus* y *P. adpersus* están presentes en todas las zonas de la ría, preferentemente en fondos arenosos y fangosos cubiertos de algas, aunque también en rocosos con recubrimiento vegetal hasta unos 12 m de profundidad. Sin embargo, y debido sobre todo a la sobreexplotación, la abundancia de ambas especies ha disminuido notablemente en la última década.

Las cuerdas de cultivo de mejillón conforman un microhábitat en el que abundan organismos epibentónicos como ascidias, junto con numerosas especies de poliquetos, crustáceos de la familia Porcellanidae, y los denominados vulgarmente arañas de mar (géneros *Inachus* y *Macropodia*). A su vez, entre las cuerdas de cultivo encuentran refugio camarones y numerosas especies de peces. Entre éstos destacan los mugílidos (*Chelon labrosus*, *Liza* spp., y *Mugil cephalus*), cada vez más abundantes por el alto contenido en materia orgánica de muchas zonas de la ría (puertos, muelles, emisarios, etc.). Estas especies están ocupando nichos que otrora correspondieron a las lubinas (*Dicentrarchus labrax*), cuya abundancia ha disminuido notablemente. También la faneca (*Trisopterus luscus*) y el “fodón” (*T. minutus*) han encontrado refugio en este ambiente, a causa de la explotación a la que están sujetas y por la abundancia de alimento. Las citadas especies, junto con el congrio (*Conger conger*) y las anguilas (*Anguilla anguilla*) constituyen parte del compartimiento del necton omnívoro (Fig. 1).

En el fondo de las bateas de cultivo de mejillón, así como por debajo de las jaulas de cultivo de rodaballo se forma un microambiente dominado por detritos orgánicos, donde abundan las especies detritívoras (fundamentalmente poliquetos) que, junto con los restos de alimento de desecho, constituyen una fuente de comida para numerosos peces.

Aunque en la ría no existen fondos verdaderamente coralígenos, hay varias algas rodófitas calcáreas libres, como *Lithothamnion coralloides* y *Corallina officinalis* (fitobentos) que forman rodales de fondos de maërl. Estos fondos reúnen una rica epiflora algal y una epifauna e infauna particular, determinando una comunidad caracterizada por su elevada diversidad biológica. La fauna detritica de estas zonas comprende algunas formas características de pennatuláceos, numerosas especies de poliquetos, moluscos bivalvos y gasterópodos, el escafópodo *Dentalium*, equinodermos y ofiuroideos (*Ophiura texturata*, *Ophicomina nigra* y *Ophiotrix fragilis*), que forman parte de los compartimentos de suspensívoros, sedimentívoros y herbívoros (Fig. 1).

A profundidades parecidas, pero en otras zonas de la parte central y externa de la ría, se extienden grandes áreas fangosas circalitorales, cuya fauna está constituida por endobiontes, como bivalvos y holoturias (en la ría principalmente *Holothuria froskali*); formas pivotantes, es decir arraigadas al sustrato como los pennatuláceos; formas sésiles, como el alcioniáceo “Mano de muerto” (*Alcyonum palmatum*), crinoideos (*Antedon bifida*), bivalvos, poliplacóforos (cada vez más raros) y ascidias; formas epibiontes, como el poliqueto *Aphrodite aculeata*, los gasterópodos de los géneros *Turritella* y *Aporrhais*, numerosos crustáceos decápodos (*Atelecyclus* spp., *Macropipus* spp.), y la holoturia *Stichopus regalis*. Con cierta frecuencia se encuentran en estos fondos grandes acúmulos de ascidiáceos (principalmente *Phallusia mamillata*).

Entre los peces destacan los rubios o triglas, rayas (*Raja* spp.), y pintarrojas (*Scyliorhinus canicula* y *S. stellaris*), y algunos pleuronectiformes (*Arnoglossus* spp., *Microchirus variegatus*, *Buglossidium luteum*, raramente lenguados (*Solea vulgaris*) y rodaballos (*Psetta maxima*). Los peces nectobentónicos o demersales (necton omnívoro,

Fig. 1) se desplazan por todos los hábitats descritos. Pertenecen fundamentalmente a dos familias, los gádidos (merluza, barbaditas, fanecas), y los espáridos (sargos, dentones, herreras, “*raspallones*”, brechas, “*panchos*”, sabogas y doradas).

El zooplancton de la ría está constituido por individuos adultos microscópicos de numerosos taxones, principalmente crustáceos, entre los que pueden citarse, copépodos, cladóceros, anfípodos y misidáceos. Forman también parte del zooplancton fases larvarias como la del pulpo (cuya fase planctónica tiene una duración de cuatro meses en la ría), las larvas de peces, equinodermos, moluscos y crustáceos, cuyos adultos pasarán a formar parte del necton o del bentos.

En el ámbito pelágico moran varias especies de peces planctófagos (Fig. 1), algunas desaparecidas de la ría como el espadín (*Sprattus sprattus*), y otras todavía relativamente abundantes como la sardina (*Sardina pilchardus*), pertenecientes a la familia de los clupeidos. Otras especies pelágicas de vida corta son el jurel (*Trachurus trachurus*) y la caballa (*Scomber scombrus*).

Constituyen también parte del necton de la ría grandes depredadores como los delfines mulares o “arroases” (*Tursiops truncatus*), que conforman grupos residentes, el delfín o “golfinho” común (*Delphinus delphis*), que sólo se adentra ocasionalmente en ella para comer, y las marsopas o “toniñas” (*Phocoena phocoena*), igualmente visitantes ocasionales.

La presencia de aves marinas y limícolas es muy característica. Los “*corvos mariños*” o cormoranes, los araos y las alcas, gaviotas de diferentes especies, el alcatraz, los ostreros y varias especies de correlimos y “*mazaricos*” forman parte de una larga lista que incluye varias decenas de especies invernantes, muchas de las cuales nidifican en las islas Cíes.

La producción primaria, debida fundamentalmente al fitoplancton, es la base de esta compleja red trófica. La producción primaria y las subsiguientes producciones secundarias, fundamentalmente zooplancton pero también ictioplancton (huevos y larvas de peces), influyen de forma directa en la supervivencia larvaria de los organismos de los diferentes niveles de la red y, como consecuencia, en el reclutamiento de los individuos a la fracción adulta de la población.

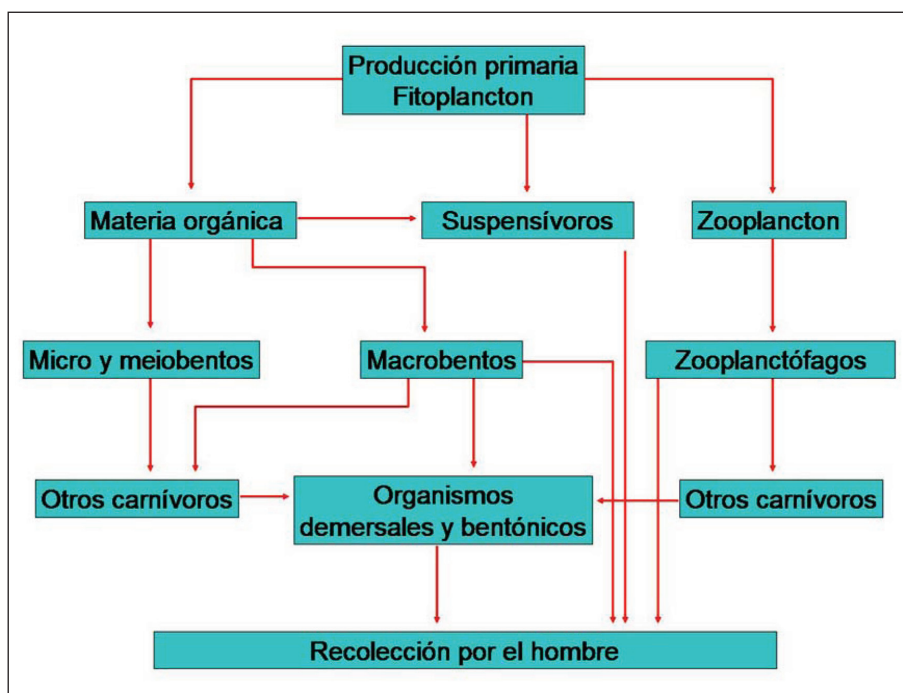


Figura 2. Esquema simplificado de la red trófica de la ría de Vigo.

Las oscilaciones en estas primeras fases de la producción biológica, a veces abruptas, que acontecen de manera natural modifican la estructura y funcionamiento del ecosistema. Estas modificaciones se producen de manera directa a través de la fisiología, metabolismo y los procesos reproductivos, pero también lo hacen de forma indirecta a través de diferentes mecanismos del propio ecosistema, como las relaciones tróficas, las enfermedades, o a través de interacciones entre los diferentes niveles organizativos (poblaciones y comunidades).

Un esquema simplificado de la trama trófica del ecosistema de la ría se muestra en la figura 2. Entre cada uno de los compartimentos ocurre una transferencia de materia y energía. Se podría estimar la producción de cada uno de los compartimentos para conocer las transferencias entre ellos, pero todavía no es posible hacerlo de manera precisa en el caso de la ría. De todas formas, se puede hacer una esti-

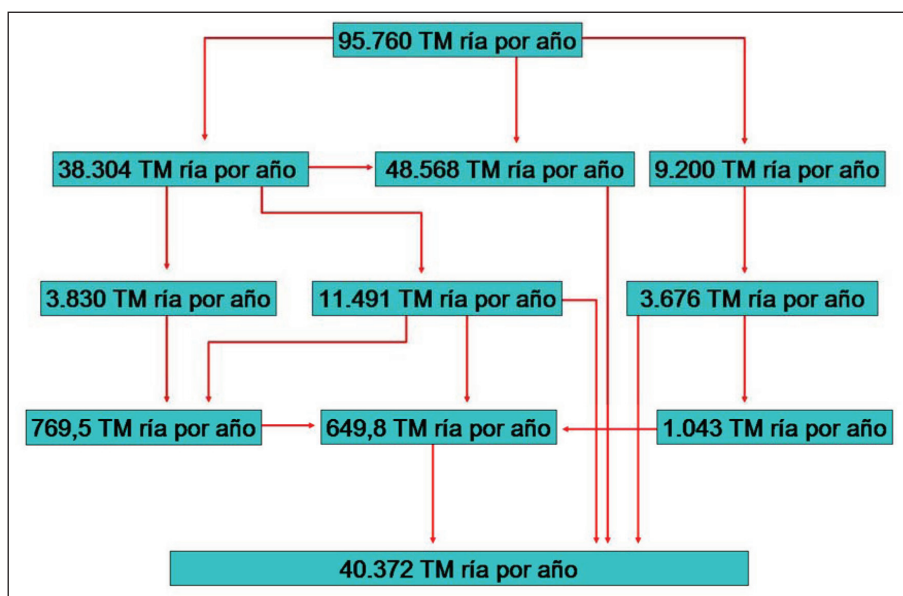


Figura 3. Producción anual estimada en toneladas de cada uno de los compartimientos de la ría de Vigo. Las tasas de transferencia entre compartimentos según Steele (en Cushing, 1975).

mación preliminar utilizando los valores de la producción primaria calculados en 1979 por Fraga y los índices de transferencia para la red trófica del mar del Norte que cita Cushing. Los resultados se muestran en la figura 3.

Considerando ahora las capturas de todas las especies explotadas en la ría, según las cifras que proporciona la Xunta de Galicia para el año 2002, se obtienen los resultados que se muestran en la Tabla 2.

Como puede apreciarse, y pese a lo grosero de las estimaciones, existe bastante concordancia entre la producción total estimada y la cosechada. Según estos datos, en varios de estos niveles existiría una sobreexplotación.

Capturas

Suspensívoros (mejillón, almejas, navajas, etc.)	35.171 TM
Zooplancófagos (sardina, jurel y caballa)	5.184 TM
Macrobentos (camarón, nécora, etc.)	50 TM
Organismos demersales y bentónicos (peces y cefalópodos)	554 TM

Total cosecha realizada (cfr. Xunta de Galicia)	40.959 TM
--	------------------

Producción

Suspensívoros	48.586 TM
Zooplancófagos	3.676 TM
Macrobentos	11.491 TM
Organismos demersales y bentónicos	477 TM

Total	64.230 TM
--------------	------------------

Total cosecha calculada	40.372 TM
--------------------------------	------------------

Tabla 2. Capturas y producción en toneladas (TM) de cada uno de los compartimentos de la red trófica del ecosistema ría de Vigo.

3. SITUACION ACTUAL

3.1. Impactos y amenazas

Los impactos de origen humano sobre el ecosistema de la ría (Fig. 4) se deben a diferentes causas y afectan a distintos compartimentos. Expondremos a continuación, con cierto detalle, los más importantes.

Obra civil: Rellenos, pantalanés, paseos y puertos deportivos

Quizá la mayor agresión antropogénica que ha recibido la ría se deba a la realización de rellenos que han «ganado» terreno al mar. Este es un caso típico de una actividad humana con múltiples im-



Figura 4. Dos vistas de la ría de Vigo mostrando tanto la intensa ocupación humana del litoral como la intensidad de los cultivos marinos que se realizan en ella.

pactos. En primer lugar, se produce la ocupación física del medio con la consiguiente pérdida irreversible de ambiente marino tanto en superficie como en volumen. En segundo lugar, se producen cambios en la circulación del agua y en los patrones de sedimentación. En tercer lugar, se ven afectadas las comunidades biológicas que se asentaban en los espacios ocupados y en áreas próximas. Las actuaciones de relleno más significativas comenzaron hace algo más de 100 años, pero el verdadero despegue se produjo a partir de 1950. El que probablemente causó mayores daños fue el relleno de Bouzas-Alcabre realizado en los años 70, que cubrió con materiales de origen terrestre el banco de marisqueo de almejas y berberechos más importante de la ría. También se pescaba camarón, así como nécora, centolla y santiaguíño, especie otrora abundante en la ría y actualmente casi desaparecida. Entre 1960 y 1970, en este banco, faenaban a diario durante seis meses más de 1.200 personas practicando el marisqueo a pie y a flote. El material del relleno, depositado sin control, tapizó de fango el fondo hasta el centro de la ría y destruyó los refugios naturales (*"laños"*) de las principales especies de moluscos y crustáceos, aumentando la turbidez del agua y disminuyendo la productividad primaria. Cabe citar también el relleno de A Lagoa, que destruyó el segundo banco en importancia de bivalvos de la ría, localizado desde la zona de los astilleros de A Guía hasta la ETEA, y que producía almeja fina, babosa y berberecho.

No sólo las instalaciones portuarias actuales se asientan sobre terrenos ganados al mar, sino que incluso parte del actual trazado urbano de Vigo, y posiblemente de otras poblaciones de la ría, se ubica por fuera de la línea natural de costa. Como ejemplo se puede mencionar que el relleno de Guixar ha avanzado la línea de la costa, con respecto a la línea natural, entre 300 y 450 m. Según los datos de la Autoridad Portuaria y del Consorcio de la Zona Franca de Vigo, los terrenos ganados al mar por las instalaciones portuarias de Vigo se pueden estimar en 261 Ha., o sea aproximadamente un 1,5 % de la superficie total de la ría.

En Cangas el relleno sobre el banco Areapolvo, que iba desde el dique del puerto hasta Balea, destruyó el caladero más importante de la margen septentrional de la ría. En él se daban almejas, berberecho y camarón, faenando durante todo el año unas 40 embarcacio-

nes. Por último, nos referiremos al relleno de la playa de Domaio en la que se mariscaban almejas, camarón y nécora.

Actualmente, se están construyendo en varios puntos de la ría diferentes obras civiles destinadas al ocio y al recreo tales como muelles deportivos, pantalanos y paseos. El impacto que producen estas instalaciones a pequeña escala sobre las corrientes, los sedimentos y sus correspondientes efectos acumulativos, deben ser tenidos en cuenta. Asimismo, se están proyectando nuevas ampliaciones en el puerto de Vigo cuyo impacto ambiental debería ser evaluado previamente con la mayor seriedad posible.

Extracción de áridos.

Las operaciones para la extracción de diferentes materiales, tales como gravas y arenas, para su uso posterior en diferentes obras, como la regeneración de arenales, pueden provocar un mayor o menor impacto directo sobre el fondo marino, dependiendo de la zona y métodos de extracción utilizados. Si además, en el área de la extracción se desarrollan otras actividades como la pesca, la acuicultura o el marisqueo pueden llegar a producirse conflictos con estos usuarios habituales. Recuérdese, por ejemplo, la polémica surgida en los años 90 con motivo de la extracción de arenas en la Costa de la Vela para la regeneración de playas.

Contaminación por vertidos desde barcos e industriales

El puerto de Vigo está situado en la encrucijada de las principales rutas de transporte marítimo internacional entre Europa, América y Asia, desarrollando actividades de carga y descarga de graneles, productos pesqueros y mercancía general diversa. Además, cuenta con astilleros para la construcción y reparación de barcos y con líneas regulares y de cruceros. A consecuencia de ello no son raros los casos de vaciado de sentinas, vertidos de aceites y de pinturas “*anti-fouling*” en el interior de la ría. Afortunadamente desde hace algunos años la vigilancia ha reducido considerablemente este tipo de hechos cerca y por dentro de las islas Cíes.

De todas formas, la intensa actividad naval, sumada a la industrial y urbana, genera un importante aporte de sustancias contaminantes,

sometiendo a algunas especies, sobre todo sedentarias, a una contaminación basal por hidrocarburos. Otro ejemplo de efecto contaminante es el producido por un dique seco situado en el interior de la ría, al que se le atribuyeron los problemas detectados en los enlatados de mejillón de las bateas de la zona, y que finalmente dio lugar al alejamiento de dicho dique del polígono de bateas afectado.

Desde hace algunos años, varios grupos de investigación, principalmente de la Universidad de Vigo, están trabajando en la identificación de organismos de la ría que puedan servir como bioindicadores de contaminación de éste y de otros orígenes. Los resultados obtenidos en esta línea de trabajo, denominada ecotoxicología, son bastante halagüeños.

Vertidos de origen urbano

La línea de costa de la ría se reparte entre 8 municipios en los que se concentra una población de más de 400.000 habitantes. Esta población multiplica por 10 la existente hace 100 años (Fig. 4), con la consiguiente mayor producción de aguas fecales. Hace unos quince años existían cerca de 200 puntos de vertidos en toda la ría, que en la actualidad se han reducido a 12. Se han construido varias depuradoras en las que se lleva a cabo una recogida de sólidos. Según estimaciones recientes, las seis depuradoras existentes en la ría vierten entre 164 y 180 millones de litros diarios, de los cuales se estima que unos 66 millones se vierten sin depurar. El incremento poblacional ha disparado también el vertido de detergentes, suavizantes, lejías de lavavajillas y lavadoras y otros productos similares. Una prueba del grado de contaminación a que se ha llegado es la reconocida preocupación política por atajar el problema, habiéndose dado ya los primeros pasos para sanear la ría de Vigo y evitar la amenaza de multa del tribunal de justicia de la Unión Europea. Según la resolución de Bruselas, la calidad de las aguas de la ría incumple la Directiva Marco sobre el Agua al no reunir las condiciones de calidad para el cultivo de moluscos destinados al consumo humano.

Por último, indicar el impacto, tal vez menos importante, de productos utilizados en la agricultura y la jardinería, como abonos artificiales, herbicidas, productos para el combate de plagas y parásitos, etc.

Arrastres terrígenos e incendios forestales.

Otra fuente importante de impacto ambiental han sido los lodos y escombros producidos por los desmontes para la construcción de la autopista Vigo-Pontevedra. Por citar un ejemplo, se ha constatado que en la playa de Vilaboa-Domaio hace 22 años que no arraigan los bivalvos, al cubrirse de fangos improductivos procedentes de las obras de la autopista.

Los incendios forestales, no infrecuentes en los alrededores de la ría, seguidos por periodos intensos de precipitaciones, arrastran las cenizas y el suelo vegetal (con lignina, materia orgánica y fangos) al mar. Estos residuos cubren los fondos arenosos haciéndolos improductivos. Un efecto típico es la asfixia de los moluscos bivalvos en zonas relativamente someras, como por ejemplo Arcade y Domaio. Por otra parte, los incendios favorecen la entrada de materia orgánica en las aguas de la ría. Dicha materia orgánica puede estar contribuyendo al incremento de los sucesos de florecimiento de especies de fitoplancton tóxico, conocidos como “mareas rojas”, tan problemáticos para el marisqueo y la acuicultura en parques flotantes.

Especies invasoras

Un problema que se produce a nivel mundial y que también se registra en esta ría, es la presencia de especies alóctonas que pueden competir con la flora y la fauna marina local y alterar los ecosistemas. Desde hace tiempo, gran cantidad de investigadores consideran que la introducción de especies no nativas es la segunda causa de extinción de las especies autóctonas, inmediatamente por detrás de la destrucción de los hábitats naturales. A corto plazo, las especies invasoras pueden causar diversos impactos ambientales, como la modificación del hábitat, el desplazamiento de las especies nativas, fenómenos de hibridación y contaminación genética y otros. Estos impactos pueden tener importantes repercusiones económicas y sociales, como la introducción de plagas o de especies que depredan sobre otras de interés comercial, la introducción de parásitos y enfermedades o la pérdida de empleos.

Entre estas especies invasoras se encuentran algas, como la muy dañina alga parda japonesa (*Sargassum muticum*) y moluscos bival-

vos como el mejillón enano *Xenostrobus securis*, introducido en la ensenada de San Simón y el río Verdugo, compitiendo favorablemente con las poblaciones autóctonas de mejillón. Hay noticia de otros organismos introducidos tales como moluscos bivalvos (*Crepidula fornicata* y *Anadara inequivalvis*), el briozoo *Tricellaria inopinata* y la ascidia antártica *Corella eumyota*, cuyos efectos no se han estudiado todavía.

Otras colonizaciones se deben a una extensión de los límites de distribución septentrional de algunas especies, a causa del cambio climático. Principalmente son especies tropicales o del área biogeográfica Lusitánica, como el pulpo argonauta (*Argonauta argo*) y el chicharro (*Caranx crysos*).

La pesca

Cuando en la explotación de los recursos pesqueros se produce una situación de pesca por encima de la tasa de renovación de las poblaciones, conocida técnicamente como sobrepesca, se acentúan varios efectos de la explotación. Se produce el descenso de los reproductores hasta umbrales de difícil recuperación, la captura de alevines reduce los reclutamientos, y se generan cambios en algunos parámetros vitales, como la reducción de la talla de primera madurez, que se ha observado en el pulpo común del Banco Canario-Sahariano. A consecuencia de la destrucción de zonas de cría e incluso del hábitat de los adultos se modifican determinadas pautas de comportamiento en las especies; de este modo, muchos peces de fondos rocosos recubiertos de algas, como “*pintos*”, “*maragotas*”, serranos y otros, abandonan sus hábitats naturales y se desplazan fuera de la ría o buscan refugio en las cuerdas de las bateas. Todo ello tiene como consecuencia un descenso de la diversidad biológica.

Otras prácticas como el uso de dinamita y métodos de pesca ilegales contribuyen a una mala explotación pesquera.

En la Figura 5 se expone la evolución de las descargas, mortalidad por pesca, reclutamiento y biomasa de reproductores de la cigala (*Nephrops norvegicus*) en Galicia desde 1982 hasta 2004. Aunque la explotación de esta especie por los arrastreros gallegos discurre fuera de las rías, se trata de un buen ejemplo de cómo el exceso de

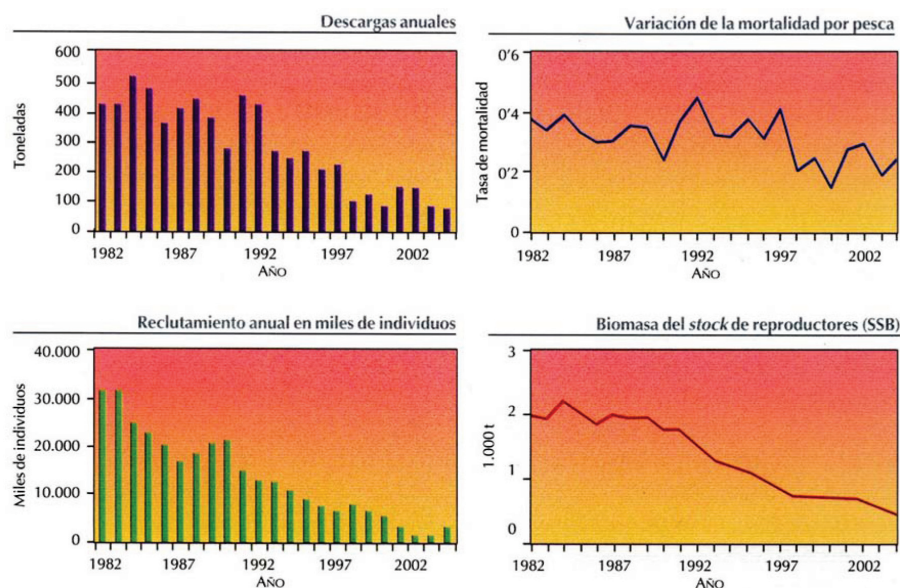


Figura 5. Explotación de la cigala (*Nephrops norvegicus*) en Galicia (Fuente: ICES).

pesca llega a hacer declinar enormemente un recurso. Y en este caso, además de la sobrepesca y la disminución del reclutamiento se debe añadir la destrucción del hábitat de los adultos debida al arte de pesca, ya que se trata de una especie que habita en galerías.

Impacto de las bateas de mejillón

La acuicultura sobre parques flotantes es una importante actividad en la ría (Fig. 4). El cultivo del mejillón tuvo su inicio en los años 50. Actualmente existen en la ría alrededor de 500 bateas, a las que les correspondería una superficie de cultivo de 25 Ha., y cuya producción anual actual se estima en torno a las 37.000 TM.

El cultivo del mejillón produce un impacto sobre el medio. En primer lugar, la actividad productiva origina desechos de diferente

naturaleza. Fuentes del sector mejillonero estiman que una cuerda de 300 Kg. puede llegar a generar hasta 1/6 de su peso en este tipo de “escombros”. Esos desechos están formados, fundamentalmente, por materia orgánica procedente de los epibiontes del mejillón y los propios mejillones, y por materia inorgánica consistente en conchas rotas, tubos calcificados de diferentes especies, etc., ambas biodegradables. La práctica habitual de los “*bateiros*” es tirar esos desechos al mar desde la propia batea, después de recolectado el mejillón. Estos desechos junto con los detritos del mejillón, generan un suelo eutrofizado, rico en materia orgánica que difícilmente llega a descomponerse del todo. Debajo de algunas de las bateas más antiguas llega a haber una capa de hasta 80 cm. de espesor, la cual genera un microambiente especial que provoca cambios en la abundancia y composición de especies de las comunidades bentónicas. Recientes estudios de los fondos en polígonos de bateas de la ría de Vigo y Pontevedra sugieren la existencia de cambios en la abundancia y composición de especies de las comunidades bentónicas. Los detritos del mejillón contribuyen a la formación de un hábitat especial, bastante eutrofizado, donde proliferan especies detritívoras y carroñeras. Por otra parte, la fauna asociada a las cuerdas es fuente de alimento para numerosas especies que viven o merodean alrededor y entre las cuerdas, como el camarón, el congrio y la anguila.

Por lo que respecta a la cadena trófica, existen evidencias, al menos para la ría de Arosa, que el cultivo masivo de mejillón produjo, en un periodo de 50 años, cambios en la composición del zooplankton típico de la ría, modificando el flujo natural de la energía entre los niveles tróficos inferiores y superiores del ecosistema, como observó Lens a mediados de los 80.

Las mareas rojas

El fenómeno natural de las floraciones algales, potencialmente tóxicas, también llamadas “mareas rojas”, es conocido en las rías gallegas desde hace muchos años. Este fenómeno afecta a la rentabilidad y fiabilidad del cultivo de bivalvos y por ello, desde un punto de vista sanitario y económico, puede considerarse como una verdadera contaminación. Las mareas rojas están siendo rigurosamente

monitorizadas por medio de una red de vigilancia y, cuando es necesario, controladas mediante el cierre de los polígonos de cultivo de mejillón o de las zonas donde se extraen otros bivalvos para el consumo humano. Las condiciones naturales de aparición de la purga de mar o mareas rojas son relativamente bien conocidas y en la bibliografía constan algunos trabajos sobre el particular. También se sabe que un exceso de nutrientes antropogénicos favorece la proliferación anormal de algas productoras de biotoxinas. El continuo aumento de las mareas rojas en muchos mares del planeta podría estar relacionado con un aumento de la contaminación de origen humano.

Las plantas de cultivos marinos

Las instalaciones fijas para los cultivos marinos, que surgieron en la ría como una oportunidad para aprovechar sus excelentes condiciones, tienen un impacto asociado sobre el ambiente. Las granjas marinas producen aguas residuales que vierten al medio resto de piensos, detritos que implican un eutrofismo elevado, y productos como hormonas, antibióticos, etc., con potenciales efectos perturbadores sobre la fisiología de los organismos marinos. Una consecuencia de estos vertidos es el mal olor en las playas debido a la descomposición de materia orgánica durante la bajamar, que hace desagradable su uso para el ocio y el turismo en verano.

Pérdida de diversidad biológica y cultural

A modo de resumen puede decirse que en los últimos años la pérdida de biodiversidad ha sido elevada. Se viene constatando la desaparición o descenso significativo de abundancia de algunas especies. Sin ánimo de ser exhaustivos citaremos, por ejemplo, algunas pelágicas como el espadín, los bolos, y la sardina, y algunos crustáceos como el santiaguíño (*Scyllarus arctus*) y el bogavante (*Homarus gammarus*), pero se podrían señalar otras muchas especies de diferentes grupos taxonómicos. Este impacto tiene varios orígenes, algunos ya citados, como la contaminación, el uso de explosivos en la pesca, la utilización de mallas antirreglamentarias, la sobreexplotación, y la alteración de las condiciones hidrográficas

de diferentes áreas. Todo ello ha conllevado una modificación importante de la estructura y los flujos de materia y energía del ecosistema.

Además de esta pérdida de diversidad biológica, numerosos usos y costumbres, principalmente ligados a la actividad extractiva, se han ido perdiendo o están en franca regresión debido a la falta de uso de los artes o aparejos de pesca tradicional, artesanal y selectiva. Este es el caso, por ejemplo, de redes de tipo “medio mundo” usadas para la pesca del bogón (*Atherina presbyter*), de las nasas para la captura de choco en el interior de la ría, del “*femieiro*” o del “*espello*” utilizados en zonas someras para la pesca de choco y peces planos; así como el de la “*raña*” para la captura de pulpo y el “*racú*” para la pesca del jurel. También se han perdido o cada vez son más raras embarcaciones típicas como la dorna, oficios como los carpinteros de ribera, u operaciones de pesca como el “*xeito*” y la utilización de traineras y trainerillas para la captura y transporte de pescado.

3.2. Espacios protegidos

En la ría de Vigo existen varios espacios naturales protegidos, de acuerdo con la vigente legislación medioambiental. El Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia es el segundo con territorio marítimo en todo el estado español. La creación de este parque ha sido positiva para la protección de los hábitats naturales de la ría, aunque no ha estado exenta de polémica. La adopción de un Plan de Uso y Gestión sería un importante paso para regular las diferentes actividades humanas en su dominio.

Además, existen cuatro Zonas de Especial Conservación (ZEC), propuestas para ser incluidas como los Lugares de Interés Comunitario (LIC) en la Red Natura 2000, creada por la Directiva Hábitat de la Unión Europea. Estas son: la Costa de la Vela, la Ensenada de San Simón, las islas Estelas y A Ramallosa. Estos cuatro espacios totalizan unas 4.500 Ha., que, junto las 2.700 Ha. marítimas de las Islas Cíes suman unas 7.200 Ha. marinas protegidas, lo que significa alrededor de un 40% de la superficie de la ría.

Dentro de la ría quedan, sin embargo, varios ambientes que podrían ser objeto de protección, por ejemplo los fondos de maërls.

La ría forma parte del hábitat del delfín mular y la marsopa, especies de cetáceos que figuran en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y para las cuales deben designarse Zonas de Especial Conservación (ZEC).

3.3. Estado actual del conocimiento y la gestión

Existe abundante documentación sobre la oceanografía y las comunidades biológicas de la ría generada por investigadores del Instituto de Investigaciones Marinas (CSIC), el Centro Oceanográfico (IEO), la Universidad de Vigo y centros de la Xunta de Galicia. Como antecedentes colectivos en el estudio de las rías cabe mencionar los trabajos multidisciplinarios de Tenore y colaboradores en Arosa y Muros entre mediados de los 60 y comienzo de los 80, y la celebración de un Seminario sobre las Rías Gallegas en 1983. Estos trabajos están muy dispersos y necesitan una clara labor de síntesis, que podría comenzar por la creación de una Base de Datos General para la ría de Vigo.

Uno de los mayores inconvenientes para obtener una visión de conjunto es que las prioridades en la investigación no se han fijado en función de las necesidades para la gestión y tampoco ha existido una continuidad en la coordinación de los estudios, por lo que sólo se tiene un conocimiento parcial de los flujos en el ecosistema y de la dinámica de las comunidades.

Aunque se conocen las actividades extractivas que se realizan en la ría y la plataforma limítrofe, la información histórica sobre capturas, esfuerzos, distribuciones de tallas y sexos por especies es incompleta, poco precisa, o totalmente inexistente, y, cuando existe, no está al servicio público.

La ría, como la mayoría de las áreas costeras habitadas del mundo, está sometida a múltiples impactos que actúan simultáneamente degradando el ecosistema. En ocasiones, las actividades relacionadas con el mar compiten entre sí o son mutuamente influyentes, dando lugar a sinergismos entre acciones aparentemente desconec-

tadas. Las amenazas se originan tanto *in situ* como a distancia, por lo que la conservación marina requiere la toma de decisiones que afectan tanto al medio marino como a los usos terrestres. La información sobre las consecuencias de la actividad industrial, los vertidos urbanos o la acuicultura, es también muy limitada.

Otra consideración importante es que los sectores de la actividad humana que impactan en el ecosistema se gestionan de forma independiente en distintos niveles administrativos y frecuentemente por distintos organismos. La existencia de múltiples centros para la toma de decisiones, desde el nivel local o regional al interregional y al comunitario, con la elaboración de disposiciones sectoriales y líneas de actuación a esos diferentes niveles, supone una complicación añadida. Por otra parte, la legislación y la política referentes a este ámbito marino han tenido una orientación sectorial y las decisiones se han tomado de forma aislada, sin tener en cuenta la interrelación entre los diferentes procesos que ocurren en las rías, lo que frecuentemente va en contra de una gestión sostenible a largo plazo.

Puede ser oportuno enumerar algunas de las disposiciones legales, originadas en diferentes niveles administrativos, que afectan a los distintos sectores de actividad en la ría. Bajo el marco de las Naciones Unidas les afectan los convenios y acuerdos suscritos por España, como el Convenio de Diversidad Biológica, los acuerdos pesqueros derivados de la FAO, la Cumbre Mundial para el Desarrollo Sostenible, MARPOL, CITES y otros. Varias directivas europeas tienen aplicación a la gestión del medio marino de la ría, tales como la Directiva Hábitat, la Directiva Marco sobre Aguas y la Directiva sobre la Estrategia Marina Europea. Entre la legislación estatal cabe citar la Ley de Costas, la Ley de Puertos, la Ley para la Conservación de los Espacios Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres, la Ley de Pesca y otras disposiciones legales que regulan las actuaciones sobre la línea de la costa, los fondos marinos, la calidad de las aguas, la conservación del medio ambiente y las actividades extractivas. La Comunidad Autónoma tiene, por su parte, numerosas competencias sobre la ría. Varias disposiciones afectan a la planificación territorial y a las actuaciones sobre el litoral (instalaciones portuarias, rellenos, dragados, etc.). Comparte con la Administración Central las competencias

sobre la conservación de la naturaleza y tiene competencias exclusivas sobre la regulación y ordenación de la pesca, el marisqueo y la acuicultura en sus aguas. Por último, a nivel local, los planes de urbanismo y los planes de usos y estratégicos de los puertos contienen previsiones sobre aspectos tan importantes como el crecimiento urbano, el tratamiento de residuos, la depuración de las aguas fecales y el aprovechamiento y crecimiento de las instalaciones portuarias, con evidentes repercusiones sobre el medio marino de la ría.

Como se acaba de mencionar las medidas para controlar y reducir las presiones e impactos existen, pero ¿hasta que punto son operativas y eficaces? La aproximación sector por sector ha resultado en un conglomerado de políticas, legislación, programas y planes de acción en los múltiples niveles de toma de decisiones. A juzgar por esta realidad, no es muy arriesgado afirmar que, desafortunadamente, la respuesta es negativa.

Para lograr la conservación de la ría como un ecosistema saludable y funcional, capaz de suministrar bienes y servicios a largo plazo es necesario, a nuestro juicio, abordar nuevas estrategias de gestión.

4. NUEVOS ENFOQUES

4.1. La aproximación ecológica

La aproximación ecológica al estudio del medio marino es un enfoque científico novedoso que trata de abordar los fenómenos que tienen lugar en los sistemas marinos como procesos complejos e interdependientes, cuya comprensión debe ser acometida teniendo en cuenta el conjunto del ecosistema. Este enfoque, que intenta superar la visión parcial con la que se ha venido estudiando el medio marino, implica el conocimiento de las propiedades y los procesos claves de los ecosistemas, incorporando la interacción entre los diferentes componentes de las redes tróficas y otras importantes interacciones, e implica también conocer los ambientes, identificar las especies y definir hábitats críticos y esenciales. Este enfoque permitirá, finalmente, mejorar la comprensión científica de la dinámica de los ecosistemas explotados.

Conocer la estructura básica de un ecosistema o, si es posible la más compleja, es importante no sólo desde un punto de vista científico sino también socio-económico, porque facilita su comprensión y su gestión. Dentro del planteamiento de una gestión global u holística uno de los factores fundamentales es comprender la influencia natural del ambiente (condiciones atmosférico-oceánicas imperantes) sobre los diferentes componentes del ecosistema. No obstante, distinguir entre las variaciones naturales y las que no lo son, asociadas a los cambios climáticos tanto a nivel local como a escala global, en poblaciones sometidas a niveles intensos de explotación, no está exento de controversia científica.

Como han señalado Tudela y Short, no existe un consenso sobre el significado de la expresión “aproximación ecológica”. Para unos significa reconocer la complejidad de los ecosistemas explotados, teniendo en cuenta los componentes no explotados del ecosistema. En la evaluación pesquera supondría pasar del análisis mono-específico a otro que tuviese en cuenta la pesquería y la comunidad sobre la que se desarrolla. Una de las características esenciales de esta visión es la aplicación del “Principio de Precaución”, cuando la información es parcial, inadecuada o poco fiable. Según dicho principio, la falta de información apropiada no debe suponer la ausencia de medidas de gestión o conservación. Otros interpretan la expresión “aproximación ecológica” como un conocimiento profundo de la estructura y funcionamiento del ecosistema, con la finalidad de modelar su funcionamiento y, en su caso, manipular la red trófica para maximizar los beneficios humanos. Bajo esta lógica, los ecosistemas podrían gestionarse para conseguir la explotación óptima de las especies objetivo.

4.2. La gestión basada en el ecosistema

La Declaración de Estocolmo, realizada en 1972, produjo la primera descripción formal de la aproximación ecológica a la gestión del mar. El Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM/ICES) definió en el año 2000 la aproximación ecológica a la

gestión del medio marino o aproximación basada en el ecosistema como: «la gestión integrada de las actividades humanas, basada en el conocimiento de la dinámica del ecosistema, para alcanzar el uso sostenible de sus bienes y servicios y el mantenimiento de su integridad». De forma parecida, la Convención para la Diversidad Biológica la define como «una estrategia para integrar la gestión de la tierra, el agua y los recursos vivos, que promueve la conservación y el uso sostenible de forma equitativa». La conferencia de la FAO sobre “Pesquerías Responsables en el Ecosistema Marino”, celebrada el 2001 en Reykiavik, propuso una solución pragmática para la aplicación de la aproximación basada en el ecosistema, unificando la gestión del ecosistema con la gestión de las pesquerías.

El hombre forma parte del ecosistema marino y el enfoque ecológico permite integrarlo como un componente más. Las actividades humanas actúan sobre el ecosistema alterándolo. Esta situación se puede complicar pudiendo ocurrir que una actividad origine varios impactos y que, a su vez, un impacto pueda estar causado por varias actividades humanas. La explotación pesquera induce alteraciones indirectas en otros componentes del ecosistema, dando lugar a modulaciones de arriba-abajo de la pirámide trófica, que pueden conducir incluso a efectos cascada. También sobre este tema hay varios trabajos en la bibliografía adjunta.

Una gestión basada en el ecosistema debe considerar la interacción entre múltiples sectores de actividades, integrando la gestión entre ellos. Las prácticas de gestión actuales ignoran estas interacciones y pueden llegar a comprometer la consecución de los objetivos individuales de gestión de cada sector.

En la actualidad, los objetivos básicos de gestión del medio marino, aplicables también a la gestión de una ría, se centran en maximizar las capturas, las oportunidades de negocio y de desarrollo económico, procurando alcanzar niveles sostenibles para esas actividades. En contraste, como indicaron entre otros Rosenberg y McLeod, los objetivos de gestión basados en una aproximación ecológica dan preferencia al mantenimiento a largo plazo de las potencialidades del sistema para proporcionar un amplio espectro de servicios.

Existen varias alternativas para llevar a cabo una gestión basada en el ecosistema.

4.2.1. Los modelos ecológicos

Un aspecto fundamental para conocer el funcionamiento del ecosistema es el estudio del flujo de energía a través de los diferentes niveles de la red trófica. Existen diferentes aproximaciones a este asunto, una de ellas es la que proporcionan los modelos trofodinámicos del tipo *Ecopath* o *Multispec*. Estos modelos combinan estimaciones de biomasa y consumo de alimentos de los diferentes grupos tróficos con el análisis de flujos entre las cajas o elementos del ecosistema. *Ecopath* con *Ecosim* (*EwE*) son modelos para la simulación de ecosistemas. La ecuación básica es: Consumo = Producción + Respiración + Alimento no asimilado. De esta forma, la producción de cada grupo trófico viene regulada por la depredación de los otros y las mortalidades pesqueras o naturales. Los datos de entrada son las capturas totales por especie o grupo de especies, la información sobre los niveles tróficos y estimaciones de la biomasa, la producción, el consumo y la eficiencia trófica.

Ecopath permite evaluar los efectos de la explotación en el ecosistema; explorar las medidas de gestión más adecuadas; evaluar el impacto y la ubicación de áreas marinas protegidas, y modelar los efectos de cambios ambientales. Se han realizado numerosas aplicaciones modernas de gestión global usando este modelo en diferentes países de todo el mundo, incluyendo ecosistemas tales como plataformas continentales, lagos y lagunas costeras, bahías, arrecifes coralinos costeros y otros.

Este tipo de planteamientos, u otros de sistema global, tienen debilidades y fortalezas. Entre las primeras cabe destacar la carencia de datos precisos y fiables, la ausencia de series históricas suficientemente largas y la falta de precisión en los cálculos de las tasas de transferencia de energía entre niveles. Entre sus fortalezas destacan el enfoque global, las interconexiones y la aproximación ecológica.

Un caso particular: El pulpo común

Como ejemplo de propuesta de gestión de los recursos desde un punto de vista ecológico, presentamos el caso del pulpo común (*Oc-*

topus vulgaris). En la misma, se consideran los elementos bióticos y abióticos del ecosistema, con una única especie explotada y teniendo en cuenta los factores atmosférico-oceánicos que influyen en su abundancia. El pulpo es una especie intensamente explotada y con una alta importancia socioeconómica dentro de las pesquerías artesanales del litoral gallego, que ha experimentado notables fluctuaciones interanuales de abundancia. Esta especie de cefalópodo tiene un ciclo de vida breve, con una fase larvaria planctónica susceptible de ser influida por el afloramiento costero estacional. El ciclo reproductivo del pulpo está acoplado al patrón de vientos del sistema de afloramiento gallego, de manera que las hembras ponen los huevos en la primavera y la eclosión tiene lugar durante el final del verano y principios del otoño. Esta estrategia evita los meses de afloramiento o hundimiento más intensos y asegura la presencia de recién nacidos cuando el sistema es todavía productivo.

En la tesis doctoral de Otero, se demuestra que el ciclo biológico del pulpo común en las aguas gallegas depende de la oceanografía imperante en esta área, que influye decisivamente sobre la fase larvaria dando lugar a subsiguientes variaciones naturales en las capturas. Usando la serie temporal más larga disponible de las capturas artesanales, se observó que la combinación de los patrones de vientos durante la época de afloramiento y el momento en que las paralarvas están presentes en la columna de agua explica hasta un 85% de las fluctuaciones interanuales. Se observó que la combinación de la estructura del viento durante la época del afloramiento y en el momento en que las larvas están presentes en la columna de agua determinan las capturas con un periodo de retardo de 21 meses. Estos resultados se materializaron en un modelo matemático capaz de predecir las capturas de pulpo en función del viento.

4.2.2. Gestión espacial: Áreas marinas protegidas

Otra opción para un manejo basado en el ecosistema es la gestión espacial, en concreto a través de reservas o de áreas marinas protegidas. Este tipo de estrategia ayuda a resolver los problemas de la gestión sectorial, ya que aborda las amenazas en una determinada área geográfica de forma conjunta. Por otra parte, ofrece la posibili-

dad de poner en marcha mecanismos efectivos de manejo, en un tiempo razonable, frente a las parálisis que se suelen producir en la gestión como consecuencia de la gran complejidad de los problemas del medio ambiente marino. Es también una forma efectiva de hacer coincidir en la misma escala geográfica las iniciativas de conservación con las medidas de gestión, resolviendo potenciales problemas de falta de coordinación y, en casos extremos, de abierto conflicto entre las iniciativas de conservación. El objetivo final es establecer redes coherentes de áreas marinas protegidas, definidas por medio de una planificación estratégica, para la protección de los hábitats ecológicamente más críticos en una región.

El sistema más completo de red de espacios protegidos es de tipo jerárquico, con múltiples escalas o niveles de funcionamiento. El diseño de estas redes estratégicas y funcionales requiere una comprensión de la ecología regional y de las múltiples y acumulativas amenazas que afectan no sólo a los ecosistemas sino también a las conexiones entre ellos. La aplicación de un modelo de gestión adaptativa permitiría ir modificando la gestión en función de la información ecológica que se fuese generando y de la eficacia demostrada por la gestión. Varios autores coinciden en que el desarrollo de estas redes debe ser científicamente riguroso y socialmente flexible, de forma que sean aceptados por las comunidades locales.

Los sistemas clásicos de gestión de recursos pesqueros no han podido evitar los colapsos de algunas pesquerías. Estos fracasos se pueden producir por múltiples causas que incluyen, por ejemplo, una mala calidad de los datos de partida, una inadecuación de los modelos de evaluación utilizados, una mala traducción de las recomendaciones biológicas sobre el estado de los stocks a medidas concretas de reglamentación, o una falta de mecanismos de control y vigilancia apropiados para la aplicación de las medidas de ordenación. Frente a esas aproximaciones clásicas, cada vez toman mayor fuerza como medidas de regulación y gestión de las pesquerías la creación de zonas de reserva de pesca. Una reserva de pesca es, básicamente, una zona en la que se prohíbe o se regula estrictamente la actividad extractiva para que se recupere la estructura demográfica de las poblaciones explotadas y que actúe como zona de repoblación de áre-

as limítrofes. Cuando están bien gestionadas, suelen producir un incremento del número de individuos, una recuperación de la estructura de edades de la población y una explotación dirigida hacia zonas donde no hay puestas y prerreclutas. Se han documentado bastantes situaciones en las que el establecimiento de zonas de reserva ha incrementado las capturas en zonas vecinas. Como se recoge y analiza en la bibliografía especializada, las reservas de pesca presentan una serie de ventajas e inconvenientes desde el punto de vista de ordenación pesquera. Tanto la opinión pública como el sector extractivo comprenden y aceptan mejor las zonas protegidas que otras medidas de regulación pesquera, cuando se les explican los beneficios de las reservas de pesca a corto y largo plazo.

La Estrategia Marina Europea propone la utilización de las Áreas Marinas Protegidas de la Red Natura 2000 como una red ecológica cuyos objetivos de gestión deberían ser incluidos en los planes de gestión generales para una región. La designación de un Lugar de Interés Comunitario (LIC) conlleva la delimitación de un espacio protegido, el desarrollo de programas de investigación, la creación de bancos de datos de tipo científico y técnico-administrativo, la puesta en marcha de acciones concretas de gestión para la conservación de flora, fauna y hábitats, una adecuada incentivación de las actividades tradicionales de explotación, compatibles con la conservación de la diversidad biológica, la eliminación de impactos nocivos para los ecosistemas y la restauración de los mismos.

4.2 3. Indicadores ecológicos

Una aproximación ecológica a la gestión del medio marino puede también abordarse por medio de la selección de indicadores que permitan medir la salud del ecosistema. Esta opción asume que en la actualidad todavía no se dispone de una comprensión detallada de la dinámica de las comunidades y del funcionamiento del ecosistema, y que, previsiblemente, esta falta de información no podrá subsanarse en un futuro próximo.

La Convención OSPAR (Convenio para la Protección del Medio Ambiente Marino en el Atlántico Nordeste) ha sido pionera en el desarrollo de indicadores medio-ambientales. Estos indicadores se ba-

san en la selección de propiedades que representen la estructura y función del ecosistema, definidas como “cualidades ecológicas”, como por ejemplo la diversidad, la estabilidad o la productividad. El nivel deseado de una cualidad ecológica, con respecto a un nivel de referencia, es lo que se conoce como “objetivo de cualidad ecológica”. No corresponde a la ciencia fijar los objetivos o niveles de la cualidad ecológica, sino a la sociedad en su conjunto, en función de sus valores y de lo que se considere en cada caso como mejores opciones. Estos indicadores deben reunir una serie de características:

- Ser fáciles de entender para una persona no experta.
- Estar inequívocamente ligados con una actividad humana susceptible de ser gestionada.
- Deben ser medibles con precisión, fácilmente y con un bajo error, sobre una gran proporción del área geográfica en la que se van a aplicar, y
- Deben estar basados en series históricas de datos.

Para cada cualidad ecológica se deben determinar su valor actual, el valor histórico de referencia, el valor mínimo aceptable y el valor que se desea alcanzar. Estos valores se representan de forma genérica en el esquema adjunto (Fig. 6).

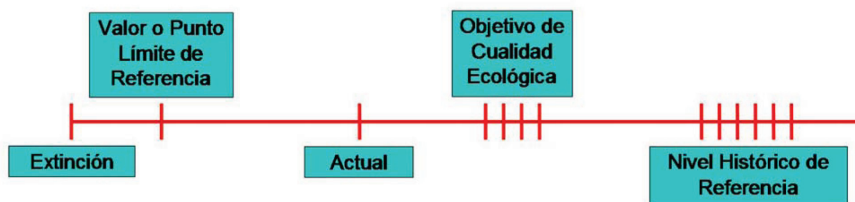


Figura 6. Valores de una Cualidad Ecológica (modificado de Misund y Skjoldal, 2005).

Existen, además, otros indicadores ecológicos para describir la evolución espacial y temporal del estado global del ecosistema, así como de los cambios en la estructura de sus biocenosis. Estos índices consideran que la salud de los ecosistemas se asocia a su biodiversidad y a la longitud de las tramas tróficas de determinados gru-

pos taxonómicos. Entre otros se encuentran los índices de talla, trófico marino, de balance pesquero de Pauly y Watson, diversidad de Shannon, dominancia y el de plancton para los sistemas pelágicos.

Para la aplicación de estrategias de gestión basadas en índices ecológicos, como ocurre con la aplicación de cualquier otra alternativa conceptual para una gestión basada en el ecosistema, es necesaria la existencia de una estructura administrativa y un plan de monitorización que compruebe su eficacia.

Una crítica que se suele hacer a esta aproximación es que adolece de falta de estructuración, pudiendo llegar a darse el caso de que algunos de los “objetivos de calidad ecológica” sean redundantes o contradictorios, como se señala en varios documentos del ICES.

Un ejemplo de Calidad Ecológica

Como índice para medir el grado de contaminación por petróleo del Mar del Norte, OSPAR propuso definir un objetivo o nivel para este elemento de Calidad Ecológica, basándose en la proporción de araos comunes petroleados en las playas. La formulación es la siguiente: «La proporción media de araos comunes petroleados debería ser igual o inferior al 10% del total de araos encontrados muertos o moribundos en las playas de 15 áreas específicas del Mar del Norte, durante un periodo de al menos 5 años. El muestreo debe llevarse a cabo anualmente entre noviembre y abril».

Entre los argumentos técnicos para la elección de esta calidad ecológica se tuvo en cuenta que el arao común es una especie abundante en el Mar del Norte y muy sensible a la contaminación por petróleo. Se demostró que una reducción de la contaminación por petróleo tuvo normalmente una repercusión inmediata en la proporción de araos petroleados. El nivel de referencia sería un porcentaje próximo a cero, ya que los aportes naturales de petróleo en el Mar del Norte son muy raros. El nivel actual se pudo determinar en base a los esquemas de muestreos regionales o nacionales. Se conocía también la trayectoria histórica, que mostraba una disminución significativa en las últimas décadas. Se comprobó que la probabilidad de un mal comportamiento del objetivo de calidad ecológica aumentaba cuando la contaminación por petróleo en el

mar era menor a la que correspondería a una tasa de aves petroleadas inferior al 10%. Se propuso un intervalo de 5 años para sacar conclusiones significativas sobre las tendencias, y evitar el impacto de fenómenos puntuales como los vertidos por accidentes o episodios de mortalidad por inanición.

4.3. La gestión integrada

La gestión integrada es una propuesta para una aproximación a la resolución de las dificultades de gestión planteadas por un complejo conjunto de procesos ecológicos y problemas medioambientales, así como una forma eficiente de distribuir tiempo y recursos escasos. Se basa en el reconocimiento de que la naturaleza es una única entidad y en la conveniencia de adoptar una aproximación holística e integrada a su gestión. La ciencia que la sustenta también debe ser multidisciplinar e integrada.

El modelo conceptual se apoya en dos pilares. En el plano científico, descansa en la aproximación ecológica al estudio del medio marino y en el plano de la gestión, propugna la integración de las políticas y la coordinación de los distintos niveles administrativos que participan en la toma de decisiones: la fusión vertical de políticas y normas desde el nivel local al comunitario, y la unificación horizontal de las políticas, normas y planes de desarrollo sectoriales. La incorporación de los diferentes sectores de la sociedad, como partes interesadas, es un elemento clave en la aproximación ecológica y su inclusión favorece la comunicación y la transparencia en el proceso de manejo.

La gestión no puede actuar sobre los ecosistemas pero sí sobre las acciones humanas. Se ha indicado que para alcanzar una imagen completa de los efectos interactivos de las actividades humanas en los ecosistemas marinos, tanto las comunidades científicas como las que toman las decisiones de gestión deben estar lo mejor integradas posible. Hay una necesidad urgente de adquirir una completa comprensión de los efectos acumulativos de los impactos en las escalas temporal y espacial. Debido a que los cambios en los procesos, los

stocks y los servicios que proporciona el ecosistema ocurren a diferentes escalas espaciales, la gestión efectiva tendrá que desarrollarse, según Rosenberg y McLeod, a través de numerosas gradaciones, sin que exista una escala ideal para la toma de decisiones.

Es necesario que el sistema de gestión sea integrado, sistemático y jerárquico. La estructura de una gestión basada en el ecosistema abarca cinco elementos que conforman el ciclo de la gestión (Fig. 7):

- Los objetivos deben estar relacionados con el estado del ecosistema.
- Es necesario monitorizar el estatus y las tendencias e investigar los mecanismos de funcionamiento de los ecosistemas.
- Esta información debe servir para evaluar el grado de cumplimiento de los objetivos.
- El asesoramiento científico debe formularse de forma clara y transparente como base para la toma de decisiones.
- La gestión debe tener en cuenta el asesoramiento y ser adaptable para lograr los objetivos seleccionados.

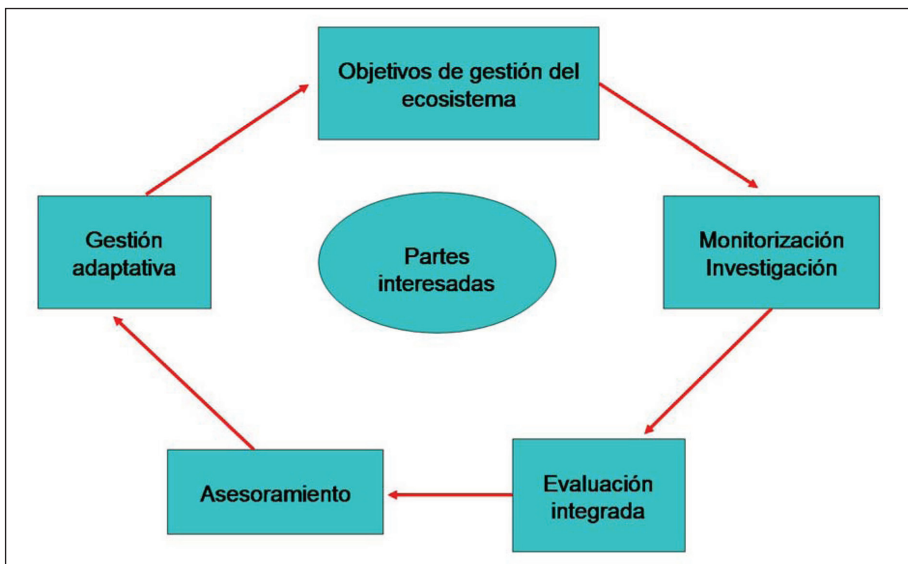


Figura 7. La estructura de una gestión basada en el ecosistema contiene cinco elementos que conforman el ciclo de la gestión.

- Una gestión integrada debe incluir la más amplia participación de los diversos tipos de expertos y de los que ostentan el conocimiento tradicional (sector extractivo) en los procesos normales de asesoramiento científico, a partir de los cuales se tomarán las decisiones de gestión. Los aspectos de participación y transparencia deben recibir tanta atención como los componentes ecológicos.

La “Gestión Integrada de la Zona Costera” es un concepto del que se viene hablando desde hace algunos años. Hay importantes precedentes de aproximaciones a la gestión regional integrada. En 1999 el consejo de ministros de la Unión Europea adoptó el “Código Europeo de Conducta para las Zonas Costeras”. La Comisión Europea (CE) viene desarrollando una serie de acciones, entre ellas una “Estrategia Europea para la Gestión Integrada de la Zona Costera”. Dicha Estrategia promueve la planificación y gestión de la zona costera, compartiendo la toma de decisiones con la sociedad civil. La “Directiva Marco sobre Aguas” de la CE., aprobada en 2000, fusiona la gestión de la zona costera con la de las cuencas fluviales. Más recientemente, la “Estrategia Marina Europea” y la “Política Marítima Europea”, se conciben, tal y como se señala en varios documentos del ICES, como estrategias integradas que consideran los impactos de todas las actividades humanas en el ecosistema marino.

5. ELEMENTOS PARA UN PLAN DE GESTION INTEGRAL DE LA RIA DE VIGO

En las secciones precedentes a este capítulo se han descrito las características de la ría de Vigo que permiten interpretarla como una unidad funcional susceptible de una gestión integrada. Se han expuesto los impactos más importantes a los que está sometida, se han comentado las lagunas existentes en el conocimiento de los procesos naturales, y se han tratado los problemas de la gestión multisectorial y a distintos niveles administrativos. Por otro lado, se han presentado las alternativas conceptuales para abordar la comprensión y la gestión de medio marino, considerado como un todo unitario, por medio de varias opciones metodológicas disponibles.

La propuesta para realizar una gestión integrada de las rías no es nueva. A comienzos de los años 80, Labarta publicó un análisis para su ordenación considerando unas líneas de actuación basadas en varios puntos, que abarcaban desde la racionalización y ordenamiento de la explotación de las poblaciones naturales hasta la tecnología de alimentos, muchos de las cuales están todavía vigentes.

Sin embargo, no se quieren ocultar aquí las dificultades inherentes al cambio de filosofía que supone la aplicación de una gestión integrada al ámbito de una ría, ni el carácter pionero y experimental de las herramientas disponibles para ello.

La decisión para adoptar una determinada herramienta de gestión debe tomarse colectivamente, después de un amplio debate y con la participación de todos los sectores implicados. Una condición importante para la toma de decisiones responsables, en un tema de tanta trascendencia, es que la sociedad tenga a su disposición la información necesaria. Esto es parte de lo que se pretende en este capítulo y en este libro.

Si el modelo que se desea para la ría de Vigo va a propugnar el uso sostenible de su diversidad biológica; es decir, conjugar armónicamente dos necesidades aparentemente antagónicas como son su conservación y su utilización, el enfoque más realista aunque no el más sencillo, es desplazarse desde el marco de gestión actual a otro de gestión integral desde el punto de vista del medio ambiente, social y económico. Para ello un Plan de Gestión Integral se vislumbra como una de las herramientas más completas. Se trataría de lograr una planificación integral y a largo plazo, estableciendo unos objetivos de gestión para la ría, tanto en lo que se refiere a la protección como a la regulación de las acciones humanas.

Desde una perspectiva general, un Plan de Gestión Integral debe basarse en la elección de unos objetivos de gestión armonizados sectorialmente entre las distintas administraciones implicadas y como resultado de un debate entre todas las partes interesadas. A su vez, debe apoyarse en el mejor conocimiento científico disponible sobre la estructura y funcionamiento del ecosistema de la ría, analizando y evaluando las actividades humanas y sus consecuencias sobre los componentes del ecosistema.

Por otra parte, el Plan debe incorporar un programa y los medios necesarios para monitorizar el estado del ecosistema y el grado de cumplimiento de los objetivos de gestión. Finalmente, el manejo debería ser adaptativo, estar dotado de mecanismos para responder al grado de cumplimiento de los objetivos, y hacer frente a nuevas situaciones en un medio ambiente cambiante y susceptible de ser sometido a amenazas desconocidas.

Desde una perspectiva más concreta, parece razonable proponer la compatibilización del progreso económico con la conservación del patrimonio natural, como base para un Plan de Gestión Integral para la ría de Vigo. No es casualidad que, desde la más remota antigüedad, las actividades humanas de la población que se asienta en sus orillas hayan consistido en el aprovechamiento de los recursos marinos (salinas, salazón, pesca y marisqueo). En la actualidad, los sectores productivos se han diversificado, abarcando desde la conservación, transformación y comercialización de los productos pesqueros hasta diferentes actividades industriales avanzadas, en particular las de la industria naval y auxiliar. Esto ha estimulado a su vez la creación de centros especializados de enseñanza e investigación, la aparición de empresas editoriales especializadas, etc.

Otras actividades compatibles con un uso sostenible, que pueden tener una gran proyección de futuro, son las relacionadas con el turismo (gastronomía local, deportes náuticos, fotografía, etc.), que ponen en valor las características naturales de la ría. A ello habría que añadir otras actividades relacionadas con el ocio, la cultura y el disfrute de la naturaleza.

Las intervenciones humanas directas sobre el medio físico (indicadas en el apartado 3.1.) deberían planificarse a largo plazo y valorarse en el contexto espacial de toda la ría y en el temporal del conjunto de actuaciones anteriores. Al mismo tiempo, dichas intervenciones deberían ser evaluadas por medio de una declaración de impacto ambiental.

El Plan debería incluir ciertos elementos importantes como: garantizar la calidad química y bacteriológica del agua para el ocio y para la acuicultura; profundizar en la racionalización y ordenación del aprovechamiento de las poblaciones naturales, una vez bien conoci-

dos sus parámetros biológicos; y compatibilizar las actividades pesqueras y marisqueras tradicionales con el cultivo de especies en bateas o jaulas; compaginando todo ello con la conservación de los hábitats naturales. La gestión racional de los recursos vivos debería preconizar el desarrollo de la actividad económica basado en un modelo de explotación rotatorio y profesionalizado, siguiendo los flujos biológicos, como ya indicó Labarta. Por último, el Plan debería potenciar el desarrollo y la integración de las infraestructuras investigadoras, tecnológicas y de servicios con objeto de incrementar el valor añadido y la competitividad de los productos naturales de la ría.

BIBLIOGRAFIA

- Agardy, T. 2005. Global marine conservation policy versus site level implementation: the mismatch of scale and its implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 242–248.
- Alcaraz, M. 1976. Descripción de *Acartia margalefi*, a new species of pelagic copepod, and its relationship with *A. clausi*. *Inv. Pesq.*, 40: 59-74.
- Alonso-Allende, J.M. y Figueras, A.J. 1984. Crustáceos Decápodos de la ría de Vigo. Resultados previos. *Cuad. Area Cienc. Mariñas. Sem. Est. Galegos*, 1: 321-332.
- Alonso-Allende, J.M. y Guerra, A. 1984. *Crustáceos decápodos y cefalópodos de la ría de Vigo*. Premio anual a la investigación de la Excma. Diputación de Pontevedra. Instituto de Investigaciones Pesqueras (CSIC, Vigo). 152 pp.
- Alternativa Veciñal ao PXOM de Vigo. 2006. <http://alternativavecinalvigo.blogspot.com/2006/06/depuradora-do-lagares.html>. Informe del 4 de junio de 2006.
- Anónimo. 1984. *Actas do Primeiro Seminario de Ciencias do Mar: As rías Galegas*. Vigo, 10, 11 e 12 de marzo de 1983. Publicacions do Seminario de Estudos Galegos. Edición do Castro. Sada- A Coruña. 650 pp.
- Autoridad Portuaria del puerto de Vigo: www.apvigo.com
- Beaugrand, G. 2005. Monitoring pelagic ecosystems from plankton indicators. *ICES J. Mar. Sc.*, 62: 333-338.
- Bellas, J., Beiras, R. y Vázquez, E. 2003. A standardisation of *Ciona intestinalis* (Chordata, Ascidiacea) embryo-larval bioassay for ecotoxicological studies. *Water Res.* 37: 4613-4622.
- Bogstad, B., Hiis Hauge, K. y Ulltang, Ø. 1997. MULTISPEC - A Multispecies Model for Fish and Marine Mammals in the Barents Sea. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, 22: 317-341.
- Bohnsack, J.A. 1992. Reef resources habitat protection: The forgotten factor. En: *Stemming the tide of costal fish habitat lost*. Strout, R.H. (ed.). *Mar. Recreat. Fish.*, 14: 117-129.
- Browman, H.I. y Stergiou, K.I. 2005. Introduction. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 300: 241-242.
- Carr, M.H. y Reed, D.C. 1993. Conceptual issues relevant to marine harvest refuges: Examples from temperate reef fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50, pp. 2019-2028.
- Castro, B.G. y Guerra, A. 1990. The diet of *Sepia officinalis* and *Sepia elegans* (Cephalopoda, Sepioidea) from the ría de Vigo. *Sci. Mar.*, 54(4): 375-388.
- Castro-Diez, P., Valladares, F. y Alonso, A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, 13(3): 1-9.

- Christensen, V. y Pauly, D. 1992. ECOPATH II - a software for balancing steady-state models and calculating network characteristics. *Ecol. Modelling*, 61: 169-185.
- Cushing, D.H. 1975. *Marine Ecology and Fisheries*. Cambridge University Press: 278 pp.
- Darrigran, G. y Damborenea, M.C. 2005. A bioinvasion history in South America. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), the golden mussel. *Am. Malac. Bull.*, 20: 105-112.
- Delibes, M. 2004. La acción humana y la crisis de la biodiversidad. En: *Los retos medioambientales del siglo XXI. La conservación de la biodiversidad en España*. Gomendio, M. (ed.). CSIC-Fundación BBVA. Pp 23-38.
- Dyrynda, P.E., Fairall, V.R., Occhipinti-Ambrogi, A. y D'Hondt, J.L. 2000. The distribution, origins and taxonomy of *Tricellaria inopinata* d'Hondt and *Occhipinti ambrogi*, 1985, an invasive bryozoan new to the Atlantic. *J. Nat. Hist.*, 34: 1993-2006.
- ECOPATH. [http:// www.ecopath.org](http://www.ecopath.org).
- Equipo de Biología Pesquera. 1987. *Datos informativos sobre las especies demersales y bentónicas de la ría de Vigo* (1982-1987). Instituto de Investigaciones Marinas. Vigo: 1-245.
- Fernández-Pulperio, E., César-Aldarizy, J. y Reverter-Gil, O. 2001. Sobre la presencia de *Tricellaria inopinata* d'Hondt & *Occhipinti ambrogi*, 1985 (Bryozoa, Cheilostomatida) en el litoral gallego (N.O. España). *Nov. Acta Cient. Compostelana (Biologia)*, 11: 207-213.
- Fernández-Pulperio, E., y Rodríguez-Babio, C. 1980. Aportaciones al conocimiento de la fauna briozológica del litoral de la ría de Vigo. *Inv. Pesq.*, 44(1): 119-168.
- Ferreiro, M.J. 1985. *Ictioplancton de la ría de Vigo*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 3 tomos, 564 pp.
- Figueras, A. 1984. *Biología y pesca del camarón* (*Palaemon adspersus* y *P. serratus*) en la ría de Vigo. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela, 177 pp.
- Filgueiras, A.V. y Prego, R. 2007. Biogeochemical fluxes of iron from rainwater, rivers and sewage to a Galician Ria (NW Iberian Peninsula). Natural versus anthropogenic contributions. *Biogeochemistry*, 86: 319-329.
- Fraga, F. 1979. El afloramiento marino. En: *Estudio y explotación del mar de Galicia*: 73-99. Cursos y congresos de la Universidad de Santiago de Compostela, nº 13, 487 pp.
- Fraga, F y Figueiras, F.G (eds.). 1989. *Las purgas de mar como fenómeno natural. Las mareas rojas*. Cuaderno da Área de Ciencias Mariñas, nº 4. Seminario de Estudos Galegos, Sada: 120 pp.
- Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S. y Laggett, W.C. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science*, 308: 1621-1623.

- García, M.E., Trigo, J.E., Pascual, S., González, A.F., Rocha F. y Guerra, A. 2007. *Xenostrobus securis* (Lamarck, 1819) (Mollusca: Bivalvia): first report of an introduced species in Galician waters. *Aquac. Int.*, 15: 19-24.
- Garrido Rodríguez, J. 2001. *El Puerto de Vigo. Síntesis histórica*. Autoridad Portuaria. Consorcio de la Zona Franca de Vigo. 359 pp.
- Guerra, A. 1984. Cefalópodos de la ría de Vigo: Resultados preliminares. *Cuad. Area Cienc. Mariñas. Sem. Est. Galegos*, 1: 333-348.
- Guerra, A. 2006. Ecology of *Sepia officinalis*. *Vie Milieu*, 56(2): 97-107.
- Guerra, A., Alonso-Allende, JM, Pérez-Gándaras, G., Ferreiro, M.J., Figueras, A. y Labarta, U. 1986. *Datos informativos del Instituto de Investigaciones Pesqueras (CSIC)*, nº 15: 188 pp.
- Guerra, A. y Castro, B.G. 1988. On the life cycle of *Sepia officinalis* (Cephalopoda, Sepioidea) in the ría de Vigo (NW Spain). *Cah. Biol. Mar.*, 29: 395-405.
- Guerra, A., González, A.F. y Rocha, F. 2002. Appearance of the common paper nautilus *Argonauta argo* related to the increase of the sea surface temperature in the north-eastern Atlantic. *J. Mar. Biol. Ass. UK*, 82: 855-858.
- Guerra, A. y Pérez-Gándaras, G. 1987. Especies demersales y bentónicas de la ría de Vigo. Resultado preliminares. En: *Datos informativos sobre las especies demersales y bentónicas de la ría de Vigo (1982-1987)*. Instituto de Investigaciones Marinas. Vigo: 246-288.
- Guerra, A. y Sánchez Lizaso, J.L. 1998. *Fundamentos de explotación de recursos vivos marinos*. Editorial Acirbia, Zaragoza: 249 pp.
- Halpern, B.S., Cottenie, K., y Broitman, B.R. 2006. Strong top-down control in southern California kelp forest ecosystems. *Science*, 312: 1230-1232.
- Hidalgo, F., Baron, P. y Orensanz, J.M. 2005. A prediction comes true: *Carcinus maenas*, a new invasive species in the Patagonian coast. *Biol. Inv.*, 7: 547-552.
- Hirshfield, M.F. 2005. Implementing the ecosystem approach: making ecosystems matter. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 253-257.
- ICES, 2000. *Report of the Study Group on Ecosystem Assessment and Monitoring*. ICES CM 2000/E:09.
- ICES, 2001. *Report of the ICES Advisory Committee on Ecosystems*, 2001. ICES Cooperative Research Report, 249: 15-59.
- ICES, 2003. *Report of the Study Group on Information Needs for Coastal Zone Management (SGINC)*. ICES CM 2003/E:10.
- ICES, 2004. *Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management and Advisory Committee on Ecosystems*, 2004. ICES Advice. Volume 1, Number 2. 1544 pp.
- Labarta, U. 1981. As rías: «un mar rodeado polo home». Unha análise do ordenamento. *Separata del cuaderno nº 38. Seminario de Sargadelos*. Edición do Castro, Sada (La Coruña): 149-158.

- Lens, S. 1986. Alimentación del pejerrey, *Atherina presbyter* Cuvier, en la ría de Arosa. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, 3(2): 11-36.
- López Veiga, E.C. 1976. Aspectos de la reproducción y maduración sexual del espadín (*Sprattus sprattus* L.) de Galicia. *Inv. Pesq.*, 40: 95-104.
- Matos-Pita, S.S. de, Rocha-Valdés, F., González-Porto, M., Blanco-Pérez y R., Ramil-Blanco, F. 2007. Structure and temporal variations of subtidal soft-bottom macrobenthic community in the inner part of ría de Vigo, NW Spain. *Simposio Internacional de Ciencias del Mar, Simposio GLOBEC - IMBER España*. Valencia, España, 28 al 31 de marzo de 2007.
- Méndez, G. y Rey, D. 2000. Perspectiva histórica del conocimiento geológico de las rías gallegas. *J. Iberian Geol.*, 26: 21-44.
- Misund, O.A. y Skjoldal, H.R. 2005. Implementing the ecosystem approach: experiences from the North Sea, ICES, and the Institute of Marine Research, Norway. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 260-265.
- Macho, G., Molares, J. y Vázquez, E. 2005. Timing of larval release by three barnacles from NW Iberian Peninsula. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 298: 251-260.
- Mumby, P.J., Dahlgren, C.P., Harbone, A.R., Kappel, C.V., Micheli, F., Brumbaugh, D.R., Holmes, K.E., Mendes, J.M., Broad, K., Sanchirico, J.N., Buch, K., Box, S., Stofle, R.W. y Gill, A.B. 2006. Fishing, trophic cascades, and process of grazing on coral reefs. *Science*, 311: 98-101.
- Niell, F.X. 1978. Catálogo florístico y fenológico de las lagas superiores y cianofíceas bentónicas de las rías bajas gallegas. *Inv. Pesq.*, 42: 365-400.
- Otero, J. 2007. *Ecología del pulpo común (Octopus vulgaris Cuvier, 1797) en un área de afloramiento costero (Galicia, NE Atlántico)*. Tesis Doctoral, Universidad de Vigo: 187 pp.
- Otero, J. Rocha, F. González, A. F. Gracia, J. y Guerra, A. 2005. Modelling artisanal coastal fisheries of Galicia (NW Spain) based on data obtained from fishers: the case of *octopus vulgaris*. *Sci. Mar.*, 69: 577-585.
- Pauly, D. y Watson, R., 2005. Background and interpretation of the "Marine Trophic Index" as a measure of biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 360: 415-423.
- Penas, E. 1984. Modelos de simulación de ecosistemas: El caso de la ría de Arosa. *Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanogr.* N° 10: 1-26.
- Plataforma Tecnológica de la Pesca, Xunta de Galicia; www.pescadegalicia.com
- Pope, J.G., y Knights, B.J. 1982. Comparison of the length distributions of combined catches of all demersal fishes in surveys in the North Sea and at Faroe Bank. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 59: 116-118.
- Ramil F.J. 1987. *Hidrozoos de Galicia*. Tesis Doctoral Universidad de Santiago de Compostela.
- Regier, H.A. y Henderson, H.F. 1973. Towards a broad ecological model of fish communities and fisheries. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 102(1): 56-72.

- Regier, H.A. y Kay, J.J. 1996. A Heuristic Model of Transformations of the Aquatic Ecosystems of the Great Lakes-St. Lawrence River Basin. *J. Aquat. Ecos. Health*, 5: 3-21.
- Reguera, B. 1997. Harmful Algae. Algas Nocivas. *Proceedings of the VIII International Conference on Harmful Algae*. Vigo, Spain, 25-29 June, 1997.
- Rice, J.C. 2005. Implementation of the Ecosystem Approach to Fisheries Management-asynchronous co-evolution at the interface between science and policy. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 265-270.
- Rocha, F. Otero, J. Outeiral, R. González, A. F. Gracia, J. y Guerra, A. 2006. Modelling small-scale coastal fisheries of Galicia (NW Spain) based on data obtained from fishers: the came of *Sepia officinalis*. *Sci. Mar.* 70: 593-601.
- Rosenberg, A.A. y McLeod, K.L. 2005. Implementing ecosystem-based approaches to management for the conservation of ecosystem services. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 270-274.
- Shannon, C.E. y Weaver, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana Univ. Press, Illinois, pp 117-127.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 688.
- Soto, S., Varela, M., Ramos-Esplá, A. y Ramil, F. 2006. Sobre la presencia de *Corella eymyota* Traustedt, 1882 (Tunicata, Ascidiacea) en la costa de Galicia (NW de España). *XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*. Barcelona, 12-15 de Septiembre de 2006.
- Soto-García, E., Fernández-Pulpeiro, E. y Ramil-Blanco, F. 2002. Briozoos infralitorales de la ría de Vigo (España). *Bol. Real Soc. Española Hist. Nat.*, 97(1-4): 85-96.
- Streftaris, N., Zenetos, A. y Papathanassiou, E. 2005. Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 43: 419-453.
- Tenore, K.R., Boyer, L.F., Cal, R.M., Corral, J., García-Fernandez, C., González N., Gonzalez-Gurriaran, E., Hanson, R.B., Iglesias, J., Krom, M., López-Jamar, E., McClain, J., Pamatmat, M.M., Pérez A, Rhoads, D., Santiago, G., Tietjen, J., Westrich J., Windon, H. 1982. Coastal upwelling in the rías Bajas, NW of Spain: Contrasting the benthic regimes of the rías de Arosa and Muros. *J. Mar. Res.*, 40: 701-772.
- Tenore, K.R. y González, N. 1975. Food Chain patterns in the ría de Arosa, Spain an area of intense mussel aquaculture. *10th European Symposium of Marine Biology*. Ostend, Belgium, Sept. 17-23. Vol. 18: 417-427.
- Tudela, S. y Short, K. 2005. Paradigm shifts, gaps, inertia, and political agendas in ecosystem-based fisheries management. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 300: 282-286.
- Vázquez, E. y Young, C.M. 1996. Responses of compound ascidian larvae to haloclines. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 113: 179-190.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, Londres. 244 pp.

IX

VALORACIÓN ECONÓMICA DEL USO RECREATIVO Y LA CONSERVACIÓN

Maria Xosé Vázquez Rodríguez, Prof. Titular, Universidad de Vigo
Albino Prada Blanco, Prof. Titular, Universidad de Vigo

RESUMEN:

1. INTRODUCCION

2. MÉTODOS PARA ESTIMAR EL VALOR SOCIAL DE UN AREA NATURAL.

3. EXPERIENCIAS DE ESTIMACION DEL VALOR SOCIAL EN LA RIA DE VIGO:
LAS ISLAS CIES.

3.1. Resultados del método del coste de viaje (en su versión zonal).

*3.2. Resultados del método del método de valoración contingente (en
su versión dicotómica simple).*

3.3. Utilidad de los resultados para la gestión pública de áreas recreativas

4. SUMARIO

BIBLIOGRAFIA

RESUMEN

La Ría es un recurso económico. Cuando se realiza esta afirmación, inmediatamente pensamos en el puerto, el transporte marítimo, las empresas, la edificación, incluso en el turismo. Sin embargo, muy pocas veces lo relacionamos con el disfrute que la Ría proporciona a las personas que la visitan, bien a través de la contemplación del paisaje, de un paseo por la playa con las olas acariciándonos los pies, de un baño refrescante, de un amanecer navegando o pescando en soledad, etc. Incluso del propio recuerdo de haber realizado alguna de estas actividades o de planificarla para un futuro próximo. La moderna Economía Ambiental proporciona los argumentos y técnicas para tener en cuenta este disfrute como beneficio económico – a pesar de que no pagamos un precio por acceder a él - y, por tanto, nos ofrece la oportunidad de contraponer a los ingresos derivados de los proyectos empresariales (privados), los beneficios sociales (públicos) del uso recreativo y la conservación. Presentamos en este capítulo una introducción a este moderno enfoque económico con algún ejemplo de su aplicación en la Ría de Vigo. El objetivo es que el lector conozca qué tipo de información puede proporcionar la economía para ayudar a caminar hacia un desarrollo sostenible en la Ría.

INTRODUCCION

Desde que el proceso de urbanización se ha convertido en una realidad global, las funciones no comerciales de las áreas naturales empiezan a cobrar un peso fundamental en las preferencias sociales y esto ocurre fundamentalmente por dos razones. En primer lugar, la población urbana comienza a demandar del mundo natural servicios relacionados con el disfrute del tiempo libre. En segundo lugar, comienza a percibirse que la función de provisión de espacio para vivienda e instalaciones industriales se realiza en detrimento de las funciones recreativas y ambientales de estos espacios. Paralelamente, la ciencia ha venido demostrando que estas funciones ambienta-

les son fundamentales para la conservación de los ecosistemas, la biodiversidad, la salud y, en último término, de la propia producción de bienes comerciales y servicios de ocio de forma sostenible. Y, curiosamente, las pérdidas en las funciones de recreación y protección ambiental, se hacen evidentes de forma simultánea a un aumento de la demanda social de las mismas.

Las áreas naturales costeras son quizá las más amenazadas en la actualidad debido a la acumulación de una serie de circunstancias de riesgo. Todos estos riesgos están en la actualidad presentes en la Ría de Vigo, que es además un ecosistema especialmente sensible. Así, se observa:

- Una excesiva urbanización del espacio litoral, ya sea con fines de expansión de las ciudades o para el desarrollo de actividades vinculadas al turismo.
- La sobreexplotación de ciertos recursos y la utilización de técnicas de explotación inapropiadas y no discriminatorias.
- La progresiva *artificialización* del borde costero con obras de ingeniería (irónicamente denominadas “protección y regeneración de la costa”).
- Regresión de actividades tradicionales compatibles con la conservación del medio y sus recursos (agricultura, ganadería y pesca artesanal), y aparición de otras en rápida expansión que, a veces, no son tan compatibles (agricultura, intensiva, acuicultura, turismo masificado).
- Utilización de ciertos productos nocivos para los organismos vivos o sus hábitats, procedentes de la agricultura, ganadería, acuicultura,...
- Construcción de infraestructuras y equipamientos para satisfacer ciertas necesidades humanas. Por ejemplo, los embalses retienen el 80% del aporte sedimentario de las cuencas hidrográficas que antes alimentaban las costas. Los puertos constituyen barreras artificiales a la dinámica litoral.
- Vertidos de residuos sólidos y líquidos, urbanos o industriales, sin depurar.
- Inadecuado diseño de obras de infraestructura o emplazamiento de construcciones inmobiliarias.

- Accesos deficitarios, privatización o apropiación indebida del patrimonio público, degradación cualitativa de sus atributos (playas, marismas, etc.).

Este diagnóstico resumido de amenazas ayuda a configurar posibles intervenciones entre las que cabe destacar el freno a los procesos de urbanización generalizada, la mejora de la calidad de las aguas litorales, la racional utilización de las aguas continentales, la recuperación de hábitats críticos, el control de la explotación de los recursos, la conservación del Dominio Público Marítimo Terrestre, el replanteamiento de ciertas obras “públicas”, la protección de los paisajes y espacios naturales de interés, etc. Todas estas intervenciones implican costes directos asociados al diseño de medidas y a la realización de inversiones, y también costes indirectos o costes de oportunidad de actividades y beneficios perdidos. Y todas ellas, en general, deberían diseñarse con un objetivo social o público de conservación para el uso colectivo actual y futuro, y de sostenibilidad en el uso de los recursos y los espacios.

En este libro dedicado al estudio del ecosistema marino de la Ría de Vigo no podía faltar un análisis de su función como proveedora de servicios de interés social o colectivo, como son los servicios recreativos y de conservación del patrimonio natural. La primera novedad de este capítulo es que abordaremos esta cuestión desde un punto de vista económico, con la complejidad y el reto que supone enfrentarse desde esta perspectiva a recursos que no llevan asociados precios. Así, el uso de las playas o la visita a determinados espacios naturales no requiere el pago de un precio de entrada. El uso es colectivo sin restricciones (exceptuando, claro está, la congestión).

La segunda novedad es que adoptaremos un enfoque social, es decir, asumiremos la perspectiva de las Administraciones Públicas competentes, suponiendo que pretenden realizar su planificación incorporando criterios de rentabilidad social, esto es calculando los beneficios que los habitantes y visitantes a la Ría obtienen de la conservación de determinados espacios de interés recreativo y/o ecológico. El concepto de beneficio se expande, en este caso, más allá del tradicional beneficio financiero asociado a la actividad empresarial,

que se calcula como diferencia entre ingresos y costes de producción. El beneficio social está asociado al bienestar que el uso de determinados recursos proporciona a través de actividades de tipo lúdico-recreativo, incluido el disfrute del paisaje, o bien al placer derivado de la conservación del recurso para generaciones futuras, o por el mero hecho de preservar el patrimonio natural colectivo. En este sentido el beneficio que consideramos está vinculado al valor, y no al precio.

Ambos objetivos requieren el uso de métodos de valoración económica de efectos ambientales no basados en precios de mercado. Para ello, explicaremos el origen y el fundamento de estas técnicas, que han venido desarrollándose y perfeccionándose desde su origen en los años 60 en Estados Unidos. A continuación describiremos los principales resultados de una aplicación de estos métodos al entonces Parque Natural de las Islas Cíes (actualmente integrado dentro del Parque Nacional de las Islas Atlánticas). Esta aplicación, pionera en Galicia y realizada por investigadores de la Universidad de Vigo (ver bibliografía), permitirá ilustrar la potencialidad de estos métodos para confrontar y/o compatibilizar beneficios privados y beneficios sociales.

2. MÉTODOS PARA ESTIMAR EL VALOR SOCIAL DE UN AREA NATURAL

La valoración económica aplicada al medio ambiente ha experimentado una expansión sin precedentes en las últimas décadas, fundamentalmente a partir de los años 60-70 en Estados Unidos, de los 80 a nivel internacional y de los 90 en España. La fiabilidad de las técnicas ha mejorado sustancialmente como consecuencia de su aplicación a diversos contextos y ámbitos geográficos, aunque también se podría afirmar que han sido las mejoras metodológicas las que han permitido e incentivado el crecimiento exponencial de las aplicaciones. Al mismo tiempo, la valoración económica ha pasado de ser un área de investigación restringida al ámbito universitario – especialmente en el caso Europeo y Español, y en menor medida en Estados Unidos –, a despertar el interés de las Administraciones Pú-

blicas, porque proporciona información en un contexto en el que parecía imposible realizar ningún tipo de cuantificación y, por tanto, ayuda a orientar la gestión pública del medio ambiente o de proyectos con consecuencias ambientales.

Probablemente es en el ámbito de las áreas naturales en el que la valoración económica ha demostrado en mayor medida su potencial y posibilidades. El nacimiento y desarrollo de los métodos de valoración de bienes sin mercado se produjo como respuesta a la necesidad de la Administración de priorizar y justificar inversiones públicas en un contexto de recursos limitados. En el análisis de la rentabilidad económica o Análisis Coste-Beneficio (ACB) – cálculo de los beneficios o pérdidas netas – de las alternativas de inversión, los gastos en conservación de áreas naturales salían claramente desfavorecidos, por cuanto representaban una salida neta de fondos, sin contrapartida en los ingresos. Sin embargo, la ausencia de ingresos no implica necesariamente inexistencia de beneficios, pues la sociedad revela una elevada preferencia por la protección de sus ecosistemas más valiosos, bien porque obtiene beneficios recreativos, bien por razones de legado, históricas o socio-culturales. El reto era estimar, en términos incorporables en los análisis coste-beneficio de las políticas públicas, la magnitud de estos beneficios sociales, de carácter público o colectivo, y sin mercados ni precios asociados.

Gran parte de la estructura conceptual para valorar los beneficios sociales de proyectos públicos procede de Harold Hotelling, profesor de los Estados Unidos que descubrió para el mundo anglosajón los trabajos del francés Dupuit publicados en el siglo XIX. En 1947, el Servicio de Parques Nacionales (SPN) de Estados Unidos comenzó a buscar alguna forma de asignar un valor a los servicios proporcionados por los espacios que gestionaba con el objetivo de justificar los gastos del gobierno federal en su conservación. El proyecto fue asignado a un economista de la División de Planificación, Roy Prewitt, y fue él quien tuvo la idea de enviar cartas a diez reputados expertos solicitando su consejo. Casi todos respondieron negativamente – era imposible medir valores recreativos en términos monetarios-. Todos excepto Harold Hotelling, profesor de estadística matemática en la Universidad de Carolina del Norte. Hotelling percibió la

similitud entre esta cuestión y la planteada por Dupuit, que buscó un criterio para determinar el valor social de infraestructuras como puentes o carreteras y resaltó que el valor social era mayor que los ingresos generados porque la población estaría dispuesta a pagar más por el uso del puente de lo que en aquel momento pagaba –en la mayor parte de los casos nada-. Dupuit y después Hotelling argumentaron que el valor social de estas infraestructuras debía estimarse como la diferencia entre la disposición a pagar de los individuos (su curva de demanda) y lo que realmente pagan (el precio), asociando el beneficio social al concepto económico de excedente del consumidor. El problema práctico era obtener la curva de demanda. Ciertamente existía – con un peaje alto se realizaría un menor número de viajes que con uno bajo – pero estaba latente porque sólo se observaba un punto de esa curva, el correspondiente al precio existente (quizás cero), y sin variación de precios no podía inferirse nada sobre la posición y forma del resto de la curva ni, por tanto, se podía obtener una estimación del beneficio social de su uso.

El caso de un área natural protegida era conceptualmente semejante al ejemplo de las infraestructuras pero presentaba una diferencia determinante y favorable y era que existían otros gastos asociados con la visita, como el viaje, el alojamiento, el equipo, etc., que podrían proporcionar la necesaria variación de precios. Aunque estos gastos no representaban ingresos para el Servicio de Parques Nacionales, eran claramente percibidos por los visitantes como un precio por visitar el lugar. Además este precio variaba entre visitantes que vivían a distancias diferentes. Si estos gastos pudieran medirse, podría construirse una función de demanda de visitas al lugar y, a partir de ella, determinar el valor social de los servicios recreativos obtenidos. Desafortunadamente, Prewitt se hizo eco de la opinión mayoritaria y concluyó que “los valores recreativos no pueden ser medidos en términos monetarios”. Todas las respuestas fueron publicadas en un informe del SPN de 1949. La respuesta de Hotelling fue incluida en este informe pero no despertó atención y permaneció en el olvido durante casi una década, hasta que en 1956 el Estado de California contrató a una consultoría ambiental para cuantificar los beneficios recreativos asociados a una serie de embalses incluidos

en el Proyecto del Río Feather. Esta compañía tuvo noticia de la idea de Hotelling a través de Harold Ellis, profesor de economía en la Universidad de Berkeley, California, y decidió utilizarla. Así, realizaron encuestas a visitantes en distintos lugares durante 1956 para obtener información sobre su procedencia y los gastos en los que habían incurrido para su visita. Con base en estos datos, estimaron una curva de demanda y construyeron un estimador aproximado del excedente del consumidor. El análisis fue publicado por Trice y Wood en los años 50, y fue la primera aplicación de lo que se denominaría posteriormente “método del coste de viaje”. La segunda aplicación apareció unos meses después. En 1957, Marion Clawson realizó un proyecto de investigación en *Resources for the Future* para obtener datos sobre visitas a Yosemite y otros parques nacionales con el objetivo de aplicar el método de Hotelling. Estos resultados fueron publicados en el año 1959, y el estudio partía de la premisa de que era “teóricamente posible y prácticamente factible asignar valores monetarios a la recreación”.

Pero el reto investigador aun persistía, asociado a los denominados “intangibles”, es decir, aquellos bienes para los cuales no existía demanda de mercado ni podría ser ésta inferida, como en el coste de viaje, de la demanda de bienes de mercado relacionados. Para este caso era necesaria una técnica distinta que fue sugerida por primera vez en 1947, el mismo año en el cual Hotelling propuso a Pre-wit el coste de viaje para estimar beneficios recreativos. La idea surgió de Ciriacy-Wantrup, profesor del Departamento de Economía Agraria en la Universidad de Berkeley, California, para medir los beneficios de la fijación de los suelos, algunos de los cuales no tenían mercados, y eran de carácter colectivo e “intangible”, como la reducción del riesgo de erosión. El problema se restringía, de nuevo, a la estimación de la función de demanda por esos bienes y servicios y propuso la siguiente solución:

“Podemos preguntar a los individuos de una muestra o grupo social cuánto dinero están dispuestos a pagar por cantidades adicionales sucesivas de un bien colectivo de no-mercado”.
(Traducción de los autores).

Este procedimiento sería posteriormente conocido como método de valoración contingente, y se convirtió en una de las técnicas de valoración más polémicas pero también potencialmente más versátiles y, por tanto, más útiles. Este método proporcionaba una estimación de la demanda de mercado para los “intangibles” en cuestión y, a partir de ella, el beneficio o excedente. Ciriacy-Wantrup analizó también posibles objeciones a este planteamiento, incluida la de que el medio de pago utilizado podría influir en las respuestas pero también confiaba en que “a través de la adecuada formación y definición de los cuestionarios parece posible minimizar este posible sesgo” (texto del propio autor del año 1947, traducción de los autores de este capítulo). Esta misma sugerencia fue repetida en el libro sobre economía de los recursos naturales de Ciriacy-Wantrup publicado en 1952. Sin embargo, la idea no se aplicó hasta el año 1958, de nuevo auspiciada por el SPN (estudio publicado por Mack y Myers en el año 1965) en el contexto de la recreación. En este primer estudio aplicado se preguntó a los individuos su disposición a aceptar el pago de un precio de entrada por la satisfacción obtenida de las visitas a la cuenca del río Delaware. Los autores puntualizaban que las conclusiones debían ser consideradas con cautela pues la disposición a pagar hipotética no tenía por qué corresponderse con la real. Pero esto no invalidaba los resultados sino que llamaban a una investigación más profunda de la metodología. La segunda aplicación y quizás la más conocida, tuvo lugar en 1961 cuando Davis entrevistó a una muestra de cazadores e otros visitantes a los bosques Maine para su tesis doctoral. Posteriormente Ridker en el año 1967 utilizó la valoración contingente para estimar los beneficios del control de la contaminación del aire. Pero no fue hasta la década siguiente cuando se reveló la potencialidad del método para proporcionar estimaciones de beneficios que los métodos alternativos no podían ofrecer, concretamente, en una aplicación pionera sobre beneficios de la mejora en la visibilidad derivada del control de la contaminación.

El mayor impulso a los métodos de valoración económica en Estados Unidos se produjo a principios de los 80 con la *Executive Order 12291* y la CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*). Mediante estas normativas, el ACB se po-

sicionó como un procedimiento de rutina asociada con la evaluación de proyectos y, específicamente se normaliza el uso de métodos de valoración económica. Las aplicaciones crecieron vertiginosamente a mediados de los 80, alcanzando a mediados de los 90 más de la cuarta parte de las publicaciones en el *Journal of Environmental Economics and Management*. Sin embargo, el despegue definitivo del método se produjo a raíz del estudio de valoración realizado por Richard Carson y otros autores en Alaska para estimar las pérdidas ecológicas (no comerciales) asociadas al derrame de petróleo del Exxon Valdez. Esta aplicación fue el punto de partida de una indemnización millonaria de la compañía EXXON al Estado de Alaska exclusivamente por pérdidas ambientales y, al mismo tiempo dio lugar a las famosas guías NOAA, elaboradas por una serie de investigadores entre los que se encontraba Kenneth Arrow, premio nobel de economía, y consideradas como referencia para todas las aplicaciones a nivel internacional. Ya en el año 1992 se conocían al menos 1000 aplicaciones de valoración contingente, aunque la mayor parte procedían de Estados Unidos.

En Europa, las primeras aplicaciones de estos métodos de valoración son más tardías y se producen en las décadas de los 80 y 90. La principal diferencia en la evolución de los métodos en los dos continentes es el reconocimiento de la validez de los mismos por parte de las agencias gubernamentales. Mientras que en Estados Unidos son ampliamente reconocidos y utilizados, en Europa sólo parecen serlo en el Reino Unido y tímidamente en el resto de los países de la Unión Europea (UE), en los que existe cierta reticencia sobre su incorporación a las rutinas de evaluación de proyectos, análisis de regulaciones o incluso evaluación de daños a los recursos naturales. Un caso excepcional y pionero es la *1995 Environment Act* en el Reino Unido, mediante la cual y bajo previa petición del Ministerio, se podían solicitar análisis coste-beneficio en casos particulares. Con el tiempo, esta regulación evolucionó y dio lugar a la *Regulatory Impact Assessment* (1998), apareciendo el Reino Unido como el único país de la UE en el que la valoración económica se usa en el diseño de todas las nuevas regulaciones que así lo requieran. Así, a partir de finales de 1998, ninguna propuesta de regulación que afecta a empresas, organizaciones sin ánimo de lucro u otros sectores sociales, puede ser considerada por el Consejo de

Ministros del país sin realizar previamente una evaluación completa de impactos (Regulatory Impact Assessment-RIA). Desde entonces, en el Reino Unido se han realizado RIAs sobre diversos proyectos: químicos, sustancias peligrosas, manufacturas, ruido, radiación, carreteras, trenes, ambiente de trabajo, etc..

Sin embargo, el caso de Reino Unido es excepcional, no siendo habitual en la Unión Europea requerir una evaluación de impactos ex-ante y, por tanto, aplicar el ACB en el proceso de diseño de políticas públicas. Las Administraciones Públicas aluden tanto a la escasa disponibilidad y fiabilidad de datos para llevar a cabo un ACB como a sus limitaciones para analizar cuestiones medioambientales para argumentar que el ACB no sea una exigencia previa la toma de decisiones. En la UE se producen contradicciones pues, a pesar de reconocerse la importancia de la valoración económica, no existen indicios de que esta vaya a ser tenida en cuenta en la toma de decisiones políticas o judiciales. Así, en la Directiva sobre Responsabilidad Ambiental, en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales, se dice:

“Si no es posible utilizar criterios preferentes de equivalencia recurso-recurso o servicio-servicio, se aplicarán técnicas de valoración alternativas. La autoridad competente podrá prescribir el método, por ejemplo la valoración monetaria, para determinar la magnitud de las medidas reparadoras complementarias y compensatorias necesarias” (texto extraído de la Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 21 de abril de 2004, Diario Oficial de la Unión Europea L143 30-04-04).

En la propuesta de esta directiva se argumentaba que “la valoración de los daños a los recursos naturales sigue siendo causa de controversia, aunque es imprescindible para alcanzar los objetivos ambientales que persigue esta propuesta. Las dificultades que presenta y la controversia que suscita la evaluación de los daños a los recursos naturales se resolvieron con un criterio valorativo que favorece la reparación frente a las medidas monetarias, en buena medida porque los costes de la reparación son más fáciles de calcular, utilizan

menos metodologías de valoración económica escasamente probadas y pueden verificarse a posteriori” (texto extraído del documento de la Comisión Europea COM (2002) 17 final).

En España, la primera aplicación de valoración contingente fue realizada por Pere Riera a principios de la década de los 90 en el contexto del transporte. En ella se valoraba el impacto ambiental de un determinado diseño de circunvalación urbana. Aunque curiosamente, el transporte es sólo el segundo campo de aplicación más habitual después de los espacios naturales. A partir de los 90 los ámbitos de aplicación se han ido ampliando, aunque casi siempre han sido trabajos de investigación realizados desde la Universidad y desvinculados de las decisiones públicas. Así, sin ánimo de ser exhaustivos, podemos encontrar aplicaciones en ámbitos tan diversos como el ruido provocado por el tráfico; en tratamientos sanitarios; en los efectos sobre la salud de la contaminación; en gestión de residuos; en urbanismo, etc.

En general, el objetivo de todos los métodos de valoración es conocer las preferencias individuales o colectivas por cambios en los bienes y servicios obtenidos de las áreas naturales. Los métodos que tratan de estimar las preferencias individuales descansan en la teoría microeconómica del bienestar basada en las preferencias individuales. Entre ellos podemos diferenciar los métodos indirectos y los métodos directos.

En primer lugar, los métodos indirectos o de preferencias reveladas deducen el valor que los individuos asignan a los servicios ambientales, de las decisiones que estos toman en mercados de bienes relacionados. Por lo tanto, las decisiones respecto al bien de mercado sirven como “proxy” de las que tendrían lugar respecto al bien sin mercado. A este grupo pertenecen el método del coste de viaje, que como hemos visto, considera los gastos de desplazamiento del individuo como una aproximación inferior a los beneficios que obtiene de la visita a un espacio natural, y el método de los precios hedónicos, que considera la variable ambiental como un dato – entre otros – que influye en el precio que el individuo está dispuesto a pagar por un determinado bien de mercado, como la vivienda.

La principal ventaja de estos métodos es que se basan en decisiones reales, pero su principal inconveniente es que sólo proporcio-

nan estimadores del valor relacionado con el uso activo del recurso; además no ayudan a estimar la importancia de los valores de conservación y tampoco permiten valorar políticas que impliquen cambios en los bienes y servicios ex ante, es decir, antes de que las mismas sean aplicadas. Estas limitaciones de los métodos indirectos y, el hecho de que no ayuden a aproximar el valor total, incluido el de conservación, han desplazado la atención a otro tipo de métodos de mayor potencialidad.

En segundo lugar, los métodos directos o de preferencias declaradas evalúan el bien sin mercado mediante la realización de encuestas que incorporan mercados hipotéticos o simulados. Entre ellas la valoración contingente es la más representativa y consiste en simular un mercado mediante un cuestionario, en el cual el encuestador realiza el papel de oferente del bien ambiental y el encuestado de demandante. El cuestionario establece las condiciones en las que tendría lugar el intercambio y por ello se conoce como escenario de la valoración. El objetivo es obtener la máxima disposición a pagar (o mínima compensación exigida) por el disfrute del bien objeto de estudio (o una pérdida de disfrute del bien ambiental), bajo el supuesto de que la aportación que este bien realiza al bienestar del individuo es como mínimo, su disposición a pagar por obtenerlo (o la compensación exigida por renunciar a él).

La valoración directa permite la estimación del valor total y además, su obtención es posible ex ante, por ejemplo, para predecir los beneficios de una política o medida antes de su aplicación (en nuestro caso la ampliación de espacios protegidos o el abandono de los existentes) o para comparar los efectos en el bienestar de diferentes medidas. La principal ventaja de estos métodos es su flexibilidad para ser aplicados en diferentes situaciones y para valorar un abanico amplio de bienes. Su principal inconveniente, en cambio, radica en el diseño del ejercicio pues ha de prestarse especial cuidado en la elaboración del cuestionario para evitar o minimizar la presencia de sesgos y errores de estimación.

Se describe a continuación la aplicación de algunas de estas técnicas de valoración (coste de viaje y valoración contingente) al espacio natural más emblemático de la Ría de Vigo, las Islas Cíes, para

analizar la rentabilidad social de las inversiones en conservación realizadas en las islas. Una descripción más extensa del diseño de las aplicaciones y sus resultados puede obtenerse en el libro coordinado por el profesor Albino Prada y publicado en el año 2001 por la Fundación Pedro Barrié de la Maza.

3. EXPERIENCIAS DE ESTIMACION DEL VALOR SOCIAL EN LA RIA DE VIGO: LAS ISLAS CÍES.

Las Islas Cíes se integran en el recientemente declarado Parque Nacional das Illas Atlánticas (13 de junio de 2002), por la singularidad de su fauna, flora, geomorfología y paisaje. Las islas atlánticas están formadas por: Cies, Ons, Sálvora y Cortegada. Han quedado fuera de esta denominación las islas de San Simón, Lobeiras, Sisargas y franjas de A Costa Da Morte, cabo Udra, San Adrián y Costa da Vela; sin descartar posibles ampliaciones. El Parque Nacional tiene una extensión de 1.200 hectáreas terrestres y 7.200 marítimas.

Céntrandonos en las Islas Cíes, que fueron Parque Natural gallego hasta su incorporación en el Parque Nacional, ocupan una extensión de 1000,80 hectáreas (446,35 hectáreas emergidas) y pertenecen administrativamente al Ayuntamiento de Vigo. El archipiélago de las Cíes se compone de tres islas: Monteagudo, Faro y San Martiño. Dentro del Parque Nacional se encuentran 2.658 ha marítimas y 433 ha terrestres.

Dentro del concepto de espacio protegido para la Comunidad Autónoma gallega entran los siguientes tipos:

- Reservas naturales: son espacios naturales que por su rareza, fragilidad o singularidad merecen prestarles una valoración especial.
- Parques nacionales o naturales: áreas naturales, poco afectadas por la ocupación humana que poseen unos grandes valores ecológicos.

- Espacios naturales de protección general: Espacios en este régimen de protección por tener reconocidos unos valores naturales, culturales, científicos o educativos singulares, que se amparan en un régimen compatible con usos y actividades tradicionales de aprovechamiento ordenado en las producciones, siendo compensadas todas aquellas limitaciones de sus usos.
- Monumentos naturales: elementos naturales constituidos por una formación singular y digna de una protección especial.
- Superficies de agua protegidas (Húmdais Protexidos): superficies como marismas, pantanos, aguas estancadas o corrientes, agua dulce o salada... siempre que no sobrepasen la altura de dos metros.
- Zonas de especial protección de aves (ZEPAs): zonas donde se adoptan medidas para evitar la contaminación o perturbación del hábitat donde se encuentran las aves.
- Zonas de especial protección de los valores naturales: espacios en los que por el interés cultural, paisajístico, educativo... se asegura su protección.
- Espacios naturales de interés local: Espacios integrados en un entorno municipal que por sus singularidades son merecedoras de algún tipo de protección de sus valores naturales.
- Espacios privados de interés natural: terrenos pertenecientes a propietarios particulares, en los que existen formaciones naturales, especies o hábitats de flora y fauna silvestre que se consideran de interés para su protección.

El primer asentamiento en las Cíes se cree que sucedió en la edad de bronce hacia el 500 a.C. En el siglo XI aparecen los primeros monjes benedictinos de forma que en el siglo XIV las tres islas tenían un monasterio cada una. En el siglo XVI el famoso pirata Francis Drake realiza incursiones en las islas y en el siglo XVII los piratas berberiscos. A consecuencia de estas incursiones de piratas y de la continuada presencia de navíos de guerra ingleses y franceses, a principios del 1700 se produce un despoblamiento. En la primera mitad del siglo XIX se pacifica la situación instalándose pescaderías, almacenes y puestos de carabineros. Familias procedentes de la península del Morrazo, vuelven a instalarse viviendo de la pesca, la industria y la ganadería caprina y bovina. En esta época se construye el faro de Monte Faro. En el 1840 se produce su adscripción al Municipio de Vigo. Sobre 1970 son abandonadas definitivamente por los escasísimos habitantes, comenzando también por estas fechas el auge turístico todavía hoy en aumento. En 1980 son declaradas Parque Natural¹ y en 2002 se integran en el Parque Nacional de las Islas Atlánticas². De acuerdo con la Directiva 79/409/CE es la zona de especial protección de aves (ZEPA) nº1 de las 149 que tiene declaradas España y se han incluido en la Red Natura 2000 (Directiva 92/43/CEE) siendo el Lugar de Interés Comunitario ES114005 de los incluidos en la Región Biogeográfica Atlántica.

Actualmente existe la propuesta de dotar al parque nacional Illas Atlánticas de un nivel de protección especial, con su ingreso en la red de áreas marinas europeas protegidas Oskar. El objetivo de esta Red Oskar, constituida en 1997, es prevenir y eliminar la contaminación y proteger el entorno marino del nordeste Atlántico de los efectos de la actividad humana.

1. BOE 275 de 15.11.80; RD 2497/1980 de 17 de Octubre. Plan de Ordenación de Recursos Naturales (PORN) aprobado mediante Decreto 156/1998 de 28 de Mayo (DOG 107 de 5.6.98).

2. Ley 15/2002, de 1 de julio, por la que se declara el Parque Nacional marítimo-terrestre de las Islas Atlánticas de Galicia. (BOE nº 157 de 02/07/02) , modificada por el artículo 121 de la Ley 53/2002 de 30 de diciembre de Medidas Fiscales, Administrativas y del Orden Social (BOE nº 133 de 31/12/02). Decreto 274/99, de 21 de octubre, por el que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de las Islas Atlánticas. (DOG nº 209 de 28/10/99) .

El estado de conservación de estos ecosistemas marinos es en general bueno, aunque son susceptibles de verse dañados por algunas actividades humanas, como en el caso de la contaminación por hidrocarburos procedentes del tráfico marítimo o por otros contaminantes provenientes de la ría. También existe riesgo de sobreexplotación de recursos pesqueros y de uso de artes y técnicas de pesca dañinas para el medio marino.

El principal problema para la conservación del medio terrestre de las islas ha sido la presión humana. En las islas las plantaciones de eucaliptos, pinos y acacias han desplazado en varias zonas a la vegetación autóctona. El pisoteo representa también un problema que afecta sobre todo a la vegetación de playas y dunas, en las que la presión turística se deja sentir especialmente. Además, en noviembre de 2002 el petrolero *Prestige*, que transportaba una carga de fuel-oil de 77.000 toneladas, se partió en dos y se hundió en el mar, a 130 millas del cabo Finisterre. Parte del fuel fue llegando sucesivamente a las costas gallegas, y las manchas alcanzaron el Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia el día 3 de diciembre. De los cuatro archipiélagos que forman parte del Parque, el de Cortegada fue el único que no se vio afectado, al estar situado al fondo de la Ría de Arousa. De este modo, el Parque Nacional recién declarado tuvo que modificar todas sus prioridades de gestión para dedicar, durante el primer año, la mayor parte de sus medios y esfuerzos a las tareas de limpieza. A estos accidentes, hay que añadir los vertidos de hidrocarburos de menor magnitud, aunque de mayor frecuencia, derivados de la práctica ilegal de limpieza de sentinas de barcos en alta mar.

Las Islas Cíes son un ejemplo emblemático del patrimonio natural gallego. Su riqueza faunística y florística y los hábitats y paisajes característicos, combinados con su insularidad y proximidad, lo convierten en un espacio natural periurbano de especial atractivo. Así esta protección se ha materializado en su regulación bajo diferentes figuras de protección. Desde la perspectiva económica, como hemos explicado en secciones anteriores, es razonable exigir que su justifique el gasto público en la conservación del patrimonio natural frente a otras potenciales demandas sociales de gastos/inversiones y también que se exija eficiencia social. Esto genera la necesidad de intentar cuantificar

los beneficios de la conservación y de hacerlo en unidades homogéneas de medida, tanto respecto a las otras intervenciones de la Administración, como a los propios costes de conservación.

En la investigación que describiremos a continuación, se aborda la valoración económica de los servicios proporcionados por las Islas Cíes, tanto para sus visitantes (valores de uso y conservación) como para los no visitantes (valores de conservación). Los individuos que deciden disfrutar de las Islas obtienen satisfacción de este contacto directo (playas, flora, fauna, paisaje, tranquilidad, etc.). El colectivo de no visitantes obtiene satisfacción de la conservación de las islas, porque de esta forma estaría asegurando su existencia para generaciones futuras, o para visitas futuras que deseen realizar ellos mismos u otros usuarios potenciales.

Para realizar esta valoración los autores diseñaron aplicaciones de los métodos de coste de viaje y de valoración contingente. A continuación resumiremos brevemente el perfil, los usos actuales y algunos resultados de la valoración de los visitantes. La descripción pormenorizada de los detalles técnicos de las dos aplicaciones y de los cuestionarios utilizados puede ser consultada en el libro citado al final del segundo epígrafe de este capítulo.

La característica del archipiélago que ha facilitado la aplicación de valoración es que se trata de un bien público impuro. Un bien público se define por su no rivalidad (la utilización por parte de un individuo no reduce la posibilidad de uso para los demás) y no exclusión (no se puede racionar mediante un sistema de precios). En este caso se trata de un bien ambiental público impuro pues es posible la congestión y tiene un coste de acceso claro (transporte marítimo), lo que facilitaría el cobro de un precio de entrada.

El cuestionario utilizado para visitantes se estructuró en tres partes. En la primera, se preguntaba sobre el uso real y potencial de los visitantes. En la segunda, se introducía el escenario de valoración para recoger el valor de conservación del área natural. Finalmente, en la tercera parte, se obtuvo información socio-económica de los visitantes.

Los datos necesarios para utilizar el método de coste de viaje se obtuvieron de la primera parte. Se preguntó a los visitantes dónde

vivían habitualmente; en qué municipio pernoctaron la noche anterior a su visita; qué medios de transporte utilizaron en cada desplazamiento y cuánto tiempo necesitaron para realizar cada trayecto; si consideraban el tiempo de viaje como un coste o como un disfrute; cuánto gastaron en la estancia y en cada uno de los trayectos y en alojamientos fuera de su lugar de residencia habitual. Además, se obtuvo información sobre la frecuencia de visitas durante los últimos seis años, la duración de la visita y el conocimiento y opinión sobre algunos aspectos de la gestión. Para finalizar, se les preguntó por el número de visitas que realizarían si el precio del pasaje en el barco se redujese a la mitad, y también si se dispusiese de transporte público durante todo el año y no sólo en verano y Semana Santa.

Para llevar a cabo la aplicación de valoración contingente, las preguntas clave se incorporaron en la segunda parte del cuestionario. La sección comienza describiendo brevemente el área, se indaga sobre el uso que el encuestado realiza de la misma y se presenta su estado actual. A continuación se presenta la pregunta para obtener el valor para el visitante por motivos de conservación. Se utilizó para ello un formato de pregunta de tipo binario, con el texto siguiente.

“La actuación de la Administración gestionando las Islas es lo que permite mantenerlas en el estado en que Ud. las encuentra. Esta actuación consiste en el establecimiento de normas de utilización, y en la realización de varios gastos: vigilancia de las normas, conservación de la flora y fauna protegida, prevención y extinción de los incendios, saneamiento de aguas, recogida de basuras, servicios de agua potable y limpieza.

Suponga que la administración pública no puede seguir financiando directamente el creciente coste de los Parques Naturales y Nacionales.

De no encontrarse una alternativa, se puede ver en esta ilustración en que se convertirían las Islas sin los recursos que se le destinan actualmente. La situación llevaría a la acumulación de ba-

suras en la playas y otros espacios de las Islas, falta de servicios en el camping y mayor riesgo de incendios. El abandono de los programas de recuperación de flora y fauna acabaría con las aves y la vegetación protegidas. Desaparecería la vigilancia de las normas de protección del espacio natural y llegaría la masificación y la edificación.

Ante esta disyuntiva, para garantizar la situación actual. ¿Hubiese pagado Vd. – al margen del actual coste de transporte – una entrada diaria de ... ptas para acceder al Parque teniendo bien presente que ya no dispondría de esos recursos para otros usos personales?”.

El formato de pregunta utilizado se denomina dicotómico o binario porque sólo hay dos categorías posibles de respuesta (sí/no), de forma que si el individuo contesta afirmativamente podemos suponer que la satisfacción que obtiene pagando el precio y manteniendo la conservación es superior al precio que debe pagar. Se utilizaron varios precios de partida distribuidos de forma aleatoria entre los individuos encuestados.

El último bloque de preguntas buscaba conocer variables como el nivel de estudios, ocupación, la renta familiar y personal, la composición de la unidad familiar, edad y comportamiento y opinión ecológico-ambiental. Estas variables son útiles en los análisis estadísticos posteriores como variables que influyen en las respuestas y en el comportamiento de los encuestados.

Se realizaron 595 entrevistas a una muestra aleatoria de visitantes, sobre una población (número de visitantes anuales) de aproximadamente 150.000 visitantes. Las encuestas se realizaron personalmente en el propio parque durante los meses de julio, agosto y septiembre de 1998, determinando previamente los lugares en los que iban a ser realizadas. El tiempo medio necesario para completar el cuestionario fue de algo más de 20 minutos.

De los datos obtenidos se deriva, en primer lugar, un perfil del visitante y de la visita. Así el visitante pertenece a un colectivo más

bien joven (más de la mitad con menos de 40 años), con un nivel de estudios secundario, mayoritariamente ocupados y con nivel de renta medio. Normalmente realiza la visita con su pareja o en grupos familiares o de amigos (48 y 42% respectivamente). No parece ser habitual la pertenencia a asociaciones deportivas o conservacionistas, aunque sí parecen mayoritariamente implicados en conductas personales de protección y uso de los activos naturales. Sólo el 42% de los visitantes son residentes en Galicia.

Respecto al perfil de la visita, podemos destacar el importante peso de las primeras visitas (80%) y de visitas de un día o de menor duración (96%). Además el 83% de los visitantes declaran querer repetir la visita en un futuro aunque apenas el 30% desearía hacerlo en los dos años siguientes. Los autores apuntan como posible razón de estas preferencias a los elevados costes de transporte (en tiempo e importe del pasaje), así como a la deficiente relación precio/calidad del transporte marítimo a las islas (indicado por el 60% de los encuestados). Destacan como recursos naturales más utilizados la Playa de Rodas, el Faro y la zona de protección de camariñas.

3.1. Resultados del método del coste de viaje (en su versión zonal).

Para la aplicación del método de coste de viaje zonal, la versión más simplificada del método, se divide la muestra en grupos en función de su provincia de residencia (zona de origen). Para cada zona existen unos costes de visita (en tiempo y gastos de viaje) y una determinada tasa de visitas (número de visitantes / población de la zona). En el caso que nos ocupa, la población de origen se considera la población de los municipios urbanos o mayores de 20.000 habitantes. El método consiste en estimar la relación negativa que existe entre los gastos de viaje y la tasa de visitas, que no es más que la curva de demanda que nos va a permitir estimar económicamente los beneficios que los visitantes obtienen de su experiencia recreativa en la islas.

Una cuestión clave en la aplicación del método es la selección de costes a considerar como gastos de viaje. En la aplicación a las Cíes se considera el mismo coste de viaje para todos los visitantes de

una misma provincia y distinto para provincias diferentes. Se incluyen los costes de transporte y de tiempo de desplazamiento. El primero se calcula multiplicando la distancia media de cada provincia al parque por un coste por kilómetro recorrido de 4 ptas. por persona (aproximadamente 15 ptas/km) por automóvil, al ser el número medio de ocupantes algo mayor que tres.

Respecto a los costes de tiempo, la mayoría de los estudios incluyen el salario o un porcentaje del mismo como coste de oportunidad del tiempo de viaje. En la aplicación se asigna un valor de 1.063 Ptas./hora, correspondiente al salario medio vigente en España derivado de la Encuesta de Salarios menos la retención media de la Agencia Estatal de la Administración Tributaria y la cotización media de la Seguridad Social correspondiente a los trabajadores. Para determinar los costes totales se añade el resultado de dividir los kilómetros de ida y vuelta al parque por la velocidad media a la que suponemos que se recorre el trayecto, 90 km/hora, multiplicado por 1.063 Ptas./hora. Las distancias se obtienen del Mapa de Carreteras del Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente en 1995 y la información de distancias kilométricas entre Ayuntamientos facilitada por la Xunta de Galicia.

Los datos de población por provincia se obtuvieron del Padrón Municipal revisado a 01/01/1998 (Instituto Nacional de Estadística). La relación entre los costes y la tasa de visita es la demanda relativa o porcentaje de población que visita el parque según su nivel de costes. A partir de esta demanda se obtiene el excedente o beneficio de la visita para cada zona o provincia de origen. Así, el excedente individual obtenido en la muestra mediante el método de coste de viaje a partir de los visitantes es aproximadamente de 6.000 Ptas./visita.

3.2. Resultados del método del método de valoración contingente (en su versión dicotómica simple).

En la valoración contingente se preguntó a los encuestados si visitarían las islas en caso de cobrarse una entrada diaria para financiar la conservación de su calidad medioambiental en el supuesto hi-

potético de que la administración se viese obligada a dejar de financiar su gestión. Una respuesta negativa se interpreta como que el encuestado prefiere dejar de visitar el parque si se cobra la entrada. Sin embargo, una respuesta positiva implica que el disfrute de la visita al parque es mayor que el precio que ha de pagar por realizar esta visita. Los precios utilizados, la distribución de los mismos por submuestras y las respuestas obtenidas se presentan resumidamente en el cuadro 1.

Precio (ptas.)	300	600	900	1200	2000	3000
Frecuencia	77,0	91,0	79,0	104,0	81,0	91,0
Porcentaje	14,7	17,4	15,1	19,9	15,5	17,4
Frecuencia “sí”	66,0	73,0	58,0	75,0	34,0	38,0
Porcentaje “sí”	22,0	12,2	6,4	6,3	1,7	1,3

*Cuadro 1. Precios de partida, submuestras y respuestas afirmativas.
Fuente: elaboración propia sobre Prada (2001)*

La entrada hipotética propuesta puede interpretarse en un modelo de utilidad aleatoria y se pueden aplicar los métodos clásicos de estimación mediante modelos específicos con variables explicativas. Así se obtiene una estimación de la disposición al pago de aproximadamente 2.212 ptas por visita.

3.3. Utilidad de los resultados para la gestión pública de áreas recreativas

Los resultados permiten ser integrados y comparados con los costes de gestión actual del parque para obtener resultados sobre la rentabilidad social de su conservación. Así, los resultados obtenidos permiten realizar un análisis coste-beneficio y con ello evaluar ex post la actuación pública de conservación del parque. Este tipo de análisis nos indicará en qué medida los costes en los que se incurre para mantener las islas en las condiciones actuales son compensados por los beneficios que la sociedad deriva de ellas.

Utilizaremos aquí el resultado de disposición al pago más bajo de los dos obtenidos, el proporcionado por el método de valoración contingente. El argumento es que si con este valor inferior las inversiones en conservación son rentables, en mayor medida lo serán con magnitudes mayores de beneficios.

Gastos Corrientes de Funcionamiento	8.718.100
Información y Señalización	2.321.769
Otros Gastos (Limpiezas, reposiciones, mantenimiento, reparación)	4.331.466
Conservación y Repoblaciones	7.358.006
Inversiones y Recuperación de Instalaciones	21.624.450
Servicios Contra Incendios	7.883.052
Gastos de Personal imputados a Gestión	7.091.963
Gastos por Recogida de Basura y Cruz Roja	8.219.417
TOTAL COSTES	67.548.222

Cuadro 2. Los costes anuales de mantenimiento del P.N. Cíes (ptas. 1998).

Fuente: Prada (2001)

Así, si consideramos una media de 150.000 visitantes año y una disposición adicional al pago por visita de en torno a 2.200 ptas., obtenemos un beneficio social asociado a las visitas de 330 millones de ptas. Estos beneficios pueden ser comparados con los costes de mantenimiento, que incluyen los costes de personal implicados en la gestión, los costes del servicio de protección de incendios y los costes de recogida de la basura y del puesto de la Cruz Roja. La magnitud de todas estas partidas asciende a algo más de 67,5 millones de

ptas. y su desagregación puede observarse en el cuadro 2. Gran parte de los costes se concreta en la realización de inversiones y en la recuperación y rehabilitación de instalaciones como el Convento de Santo Estevo. Los costes corrientes asociados exclusivamente a la recreación ascienden a 15,3 millones de ptas (el 23% del presupuesto) y los costes asociados a la conservación absorben aproximadamente 7 millones de ptas. (el 11% de los costes totales).

Se observa que la valoración, incluso teniendo sólo en cuenta a los usuarios actuales, prácticamente quintuplica los costes, lo que implica que existe una demanda social solvente para legitimar no sólo la continuidad de la actual política de conservación sino una expansión sustancial de la misma que garantice la gestión sostenible de nuestro patrimonio natural más valioso.

4. SUMARIO

La importancia de la protección de determinados ecosistemas naturales en la ría de Vigo queda patente si analizamos la propuesta de Lugares de Interés Comunitario (LICs) realizada por la Xunta de Galicia en el año 2002, para configurar la Red Natura 2000 de espacios emblemáticos europeos. Así, cinco espacios costeros pertenecen a la ría de Vigo. Estos son, además de las Islas Cíes, las Islas Estelas, a Ramallosa, la Ensenada de San Simón y la Costa de la Vela.

Los métodos de valoración económica de servicios recreativos y de valores de conservación, descritos en este capítulo, podrían ser aplicados perfectamente a todos estos espacios emblemáticos, y a muchos otros que sin contar con figuras de protección oficiales, configuran áreas de disfrute del paisaje y de la vida natural para residentes en los ayuntamientos de la ría y también para turistas. La única razón por la que normalmente las aplicaciones de estos métodos se realizan a espacios naturales ya protegidos es la disponibilidad de datos sobre costes de mantenimiento que facilitan la realización de análisis coste-beneficio y, por tanto, de rentabilidad social de las inversiones.

A la demanda social creciente de espacios recreativos en entornos naturales, especialmente motivada por un estilo de vida más ur-

bano, debemos enfrentar un modelo territorial insostenible para la costa en general, y para la Ría de Vigo en particular. Así, en el informe de Greenpeace “Destrucción a toda costa”, del año 2006, se señalan como los mayores riesgos para la vida natural en la ría, los planes de construcción de aproximadamente 150.000 viviendas en los Ayuntamientos de la Ría, las constantes ampliaciones del puerto con obras de relleno, la proliferación de puertos deportivos y el vertido de residuos urbanos e industriales sin depurar. Aún obviando aquellos casos de amenazas directas a áreas naturales valiosas, como es el caso de la invasión por construcción de infraestructuras de espacios de la Red Natura 2000³, las amenazas indirectas no son menos graves. Especialmente los vertidos de sustancias sin depurar, afectan silenciosa e inexorablemente a los espacios más emblemáticos de la Ría y amenazan con una sanción de 20 millones de euros semestrales por parte de la UE.

El objetivo de este capítulo era ilustrar la utilidad de algunos métodos de valoración de de beneficios públicos o colectivos y su inclusión en análisis coste-beneficio de rentabilidad social. Estas técnicas requieren una visión más amplia que los tradicionales análisis de rentabilidad meramente financiera, e incorporan aquellos servicios relacionados con el disfrute y la conservación del litoral. Además, se utilizan las preferencias de los individuos como base de las valoraciones, y ello es a la vez una fortaleza porque se basa en la opinión de los directamente afectados, y una debilidad porque el resultado debería ser complementado con otro tipo de informes y valoraciones procedentes de otras disciplinas para así configurar una toma de decisiones suficientemente informada por parte de las Administraciones competentes.

Los métodos de valoración de bienes sin mercado gozan ya de una larga trayectoria de aplicaciones y de un sólido fundamento teórico. Su necesidad y utilidad están fuera de toda duda. Sin embargo, el salto desde la investigación a la praxis de la gestión está aún por

3. Por ejemplo, once plantas de acuicultura incluidas en el Plan Sectorial de Plantas de Tecnología Alimentaria, actualmente en revisión, se situaban en espacios de la Red Natura 2000.

producirse. Quizás la creciente información y concienciación social sobre el medio ambiente y las consecuencias de su deterioro, desemboque en una demanda creciente de argumentos cuantitativos y cualitativos para respaldar un mayor énfasis de las Administraciones en la conservación de la Ría como patrimonio natural público.

BIBLIOGRAFIA RECOMENDADA

- Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R., y Schuman, H., (1993). *Report to the National Oceanic and Atmospheric Administration Panel on Contingent Valuation*. Federal Register, 58, 4602-4614.
- Azqueta Oyarzun, Diego and Luis Pérez Pérez (eds.) (1997). *El valor económico de los servicios recreativos de los espacios naturales*. Mac-Graw Hill.
- Carson, R.T., Conaway, N.C., Alberini, A., Flores, N., Riggs, K., Vencil, J. y Winsen, J. (1992). *A Bibliography of Contingent Valuation Studies and Papers*. NRDA Inc, La Jolla, CA.
- Carson, R.T., Mitchell, R.C., Hanemann, M., Kopp, R.J., Presser, S., y Rudd, P.A. (2003). "Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill". *Environmental and Resource Economics* 25: 257-286.
- Ciriacy-Wantrup, S.V., (1947). "Capital returns from soil-conservation practices", *Journal of Farm Economics*, 29, 1181-1196.
- Ciriacy-Wantrup, S.W., (1952). *Resource conservation: Economics and Policies*. Berkeley: University of California Press.
- Clawson, M., (1959). "Methods of Measuring the Demand for and Value of Outdoor Recreation". RFF Reprint n° 10, *Resources for the Future*, Washington DC, EEUU.
- Davis, R. K. (1963). *The value of outdoor recreation: an economic study of the Maine Woods*. Tesis doctoral, Department of Economics, University of Harvard.
- Davis, R. K. (1963b) "Recreation planning as an economic problem". *Natural Resources Journal*, 3(2), 239-249.
- Dupuit, J., (1844). "De la mesure d'utilité des travaux publics". *Annales des ponts et chaussées*, 2nd series, 8. Reimpresión en inglés "On the measurement of the utility of public Works", en *International Economic Papers*, 2, 83-110.
- Dupuit, J., (1933). "De l'utilité et de la mesure" (reedición de trabajos publicados en 1844 y años sucesivos). La Riforma Sociale, Turín.
- Hotelling, H., (1938). "The general welfare in relation to problems of taxation and of railway and utility states". *Econometrica*, 6, 242-269.

- Hotelling, H. (1949) "The economics of public recreation" en *The Prewitt Report*. Washington, D.C.: Department of the Interior.
- Mack, R.P., y Myers, S., (1965). "Outdoor recreation". En Robert Dorfman (ed.), *Measuring Benefits of Government Investments*. Washington D, The Brookings Institution.
- Mitchell, R. y R. Carson (1989): *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Resources for the Future, Washington, D.C.
- Navrud, S., y Pruckner, G.J., (1997). "Environmental valuation – To use or not to use?" A comparative study of the United States and Europe". *Environmental and Resource Economics*, 10, 1-26.
- National Park Service (1949). *The economics of public recreation: an economic study of the monetary evaluation of recreation in the National Parks*. Washington DC.
- Prada, A., (Director) (2001): *Valoración Económica del Patrimonio Natural*, Fundación Pedro Barrié de la Maza - Banco Pastor. A Coruña.
- Regulatory Impact Unit (2003). *Better Policy Making: A Guide to Regulatory Impact Assessment*. Cabinet Office, London.
- Ridker, R., (1967). *Economic costs of air pollution*. New Cork: Praeger.
- Ridker, R. G. y J. A. Henning (1967). "The Determinants of Residential Property Values with Special Reference to Air Pollution", *Review of Economics and Statistics*, 49, pp. 246-257.
- Riera, Pere (1991). "La Metodologia Cost-Benefici. Una Aplicació als Cinturons de Ronda de Barcelona." Tesis doctoral, Universitat Autònoma de Barcelona, España.

GLOSARIO DE TÉRMINOS

Afloramiento costero: Elevación de aguas subsuperficiales, frías y ricas en sales nutrientes, hacia la superficie, debida a la acción combinada de los vientos de componente norte y la fuerza de Coriolis. Es común en el margen oeste de los continentes. En la Ría de Vigo este fenómeno tiene un marcado carácter estacional.

Afloramientos de tierra: Parte de una formación rocosa que aparece en la superficie terrestre.

Alóctono: Organismo o material que se halla fuera de su área de distribución natural o que procede de lugares que no corresponden a su emplazamiento actual.

Anóxia: Ausencia de oxígeno. Se produce por la putrefacción de abundante materia orgánica, lo que conlleva una elevada demanda biológica de oxígeno.

Antifouling: Sustancias (generalmente pinturas especiales) que previenen la fijación de organismos acuáticos en cualquier sustrato, por ejemplo en el casco de los buques.

Apendicularias: Tunicados (llamados así porque la pared del cuerpo segrega una túnica constituida por una sustancia celulosa llamada tunicina) holoplanctónicos, solitarios y nadadores, que conservan en la edad adulta la simetría y polaridad típicas de los cordados.

Arena: Material de origen sedimentario compuesto predominantemente por partículas sueltas de forma variable pero cuyo tamaño varía entre 0,063 y 2 mm. Cada partícula individual dentro de este rango se llama

grano arena. Una roca consolidada y compuesta por este tipo de partículas se denomina arenisca.

Áridos: Materiales granulares, correspondientes a pequeños trozos de roca o minerales, utilizados en la construcción (edificación y obras públicas) y en diversas aplicaciones industriales. Arenas, gravas y arcillas son ejemplos de áridos.

ASP (*Amnesic Shellfish Poisoning*): Envenenamiento amnésico de bivalvos. Síndrome tóxico por consumo de bivalvos con niveles altos (no aptos para el consumo) de ácido domoico y derivados (toxinas amnésicas). Los efectos incluyen confusión, alucinaciones y pérdida de la memoria reciente.

Autigénico: Dícese del mineral formado en el propio medio y lugar en que se encuentra. Se aplica tanto a minerales formados en ambientes sedimentarios, como la pirita que se forma en las rías, como a los minerales que cristalizan durante el metamorfismo.

Autótrofo: Organismo que sintetiza materia orgánica a partir de la energía suministrada por la luz y las sales minerales disueltas en el medio.

Auxospora: Célula resultante de una reproducción sexual (fusión de gametos), que permiten recuperar el tamaño máximo a las diatomeas. Constituyen una forma de resistencia, pues puede soportar condiciones desfavorables durante épocas del año poco aptas para el crecimiento de la especie.

Basculamiento de bloques: Estilo tectónico resultante del estiramiento de parte superior de la corteza que genera la formación de una serie de bloques discretos que se desplazan gravitacionalmente a lo largo de fallas normales. Estas fallas, muy verticales en superficie, tienden a disponerse casi horizontales en profundidad, lo que da lugar a un sistema de bloques hundidos y levantados de escala decaquilométrica cuyo conjunto recuerda al de las teclas de un piano, o a los peldaños de una escalera.

Bentopelágica: Especie que vive y/o se alimenta en la proximidad del fondo, aunque también en la columna de agua.

Bentos: Conjunto de animales y plantas que habitualmente viven en contacto con el fondo del mar.

Bioclástico, fragmento (calcareo o silíceo): Grano detrítico procedente de la erosión del esqueleto calcáreo o silíceo de ciertos organismos. En los sedimentos de la Ría de Vigo, es común encontrar fragmentos de conchas de distintos tipos de bivalvos, de espículas de equinodermo, o de foraminíferos, todos ellos de composición calcárea (de carbonato cálcico). También son frecuentes, aunque menos la presencia de fragmentos del esqueleto silíceo de ciertas esponjas, de algas diatomeas o de radiolarios.

Biogeoquímicos, procesos: Transformaciones de los elementos nutrientes entre los organismos vivos y sus reservorios inorgánicos.

Biotoxinas: Sustancias tóxicas producidas de forma natural por ciertos organismos vivos.

Cadena trófica: Conjunto de relaciones alimentarias que se establecen en un ecosistema. Aunque se denomine cadena en realidad se trata de una red trófica.

Capa de mezcla invernal: Corresponde a aquellos metros de la columna de agua desde la superficie del mar hasta una profundidad dada caracterizados por tener los mismos valores de temperatura y salinidad. Esta homogeneidad se produce por el intercambio de calor y agua dulce en la superficie oceánica durante la época invernal. Se produce una pérdida de calor: el agua superficial es más densa que la inmediatamente inferior (situación inestable), originándose la mezcla de las mismas.

Capa fótica: La capa superior del mar que recibe la luz solar.

CBs: Bifenilos policlorados, o clorobifenilos.

Cianobacterias: Grupo de organismos procariotas (células sin núcleo celular diferenciado) fotosintéticos de tamaño inferior a 2 μm , pertenecientes al picoplancton (células menores de 2 μm , cuyo pigmento fotosintético tiene color azul).

Ciguatera, o envenenamiento ciguatérico: Síndrome causado por la ingestión de toxinas (ciguatoxina, maitotoxina, etc.) acumuladas en grandes peces (ej. la morena) y caracoles (como la cigua, de quien le viene el nombre) en regiones tropicales. Las toxinas son producidas por dinoflagelados bentónicos (que viven adheridos a macroalgas, u otros sustratos) en sistemas de arrecifes coralinos. Los dinoflagelados y su sustrato son consumidos por peces herbívoros, que a su vez son comidos por moluscos y peces carnívoros que actúan como vectores de las toxinas a los humanos.

Ciliados: Conjunto de organismos microscópicos que en su parte externa presentan cilios. Los hay autótrofos, heterótrofos y mixótrofos.

Circalitoral: Próximo a la costa.

Circulación anticiclónica: Aplicado al Hemisferio Norte, dícese del movimiento de agua en el sentido de las agujas del reloj.

Circulación ciclónica: Aplicado al Hemisferio Norte, dícese del movimiento de agua en el sentido contrario a las agujas del reloj.

Circulación estuárica o estuarina: Movimiento del agua en el interior de un estuario, bahía o ría causado únicamente por variaciones de densidad.

Circulación mareal: Movimiento del agua en el interior de un estuario, bahía o ría causado únicamente por las mareas.

Circulación negativa: En relación con la circulación estuárica, cuando ésta se produce hacia el interior en superficie y hacia el océano por el fondo.

- Circulación positiva:** En relación con la circulación estuárica, cuando ésta se produce hacia el océano en superficie y hacia el interior por el fondo.
- Cirrípedos:** Único grupo de crustáceos que son sésiles (fijos a un sustrato) y que pueden ser libres o parásitos (ej. percebe).
- Cladóceros:** Suborden de crustáceos de pequeño tamaño, en general de agua dulce con pocas especies marinas, de caparazón bivalvo con las antenas del segundo par ramificadas y grandes, de forma que las usa para nadar.
- Clasto:** Fragmento individual de un cristal, un mineral, una roca, o un fósil que entra a formar parte de un sedimento o de una roca.
- Clupeiformes:** Orden de peces teleósteos principalmente marinos y costeros, con algunas especies estuarinas y de agua dulce, de talla pequeña, planctófagos. A menudo forman grandes cardúmenes. Algunas especies tienen gran importancia comercial (p.e. la sardina).
- Cocolitofóridos:** Microalgas planctónicas con flagelos que poseen una cubierta formada por placas de carbonato cálcico denominada cocolito.
- Coloide:** Dispersión de partículas o macromoléculas en un medio continuo.
- Complejación:** Reacción de equilibrio entre un ión metálico (agente complejante) y una molécula orgánica (ligando) en la que los dos componentes están unidos por más de un enlace. Este mecanismo se da de forma natural en suelos y sedimento, eliminando metales pesados que están en solución en forma inorgánica simple y que pueden ser tóxicos. También se denomina quelación.
- Convenio OSPAR:** Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste. Convenio internacional firmado por España.
- Copépodos:** Crustáceos de pequeño tamaño, muchas veces microscópicos, que se encuentra tanto en agua dulce como en agua salada. La mayoría nada libremente pero algunos han pasado a ser parásitos.
- Correntímetro:** Instrumento para medir y registrar corrientes en el océano.
- Cromatografía líquida:** Técnica de cromatografía en la que la separación de distintas moléculas se hace con ayuda de una fase fija (o estacionaria) y una fase móvil líquida que fluye de forma permanente durante el análisis.
- Cromatografía:** Técnica analítica ampliamente utilizada que permite separar físicamente los distintos componentes de una mezcla mediante la adsorción selectiva de sus constituyentes.
- Ctenóforos:** Animales exclusivamente marinos, caracterizados por tener ocho bandas meridianas de paletas natatorias o peines que son un sistema de salientes tegumentarios formados por células ciliadas que poseen luminiscencia.
- Cuaternario:** Periodo superior de la Era Cenozoica (últimos 1,6 millones de años). Es el periodo más reciente de la escala de tiempo geológico, está dividido en Pleistoceno y Holoceno.

Cuenca hidrográfica: Área que tiene una salida única para su escorrentia superficial.

DDD: Diclorodifenil–dicloroetano. Pesticida organoclorado.

DDE : Diclorodifenil–dicloroetileno. Pesticida organoclorado.

DDT: Diclorodifenil–tricloroetano. Pesticida organoclorado.

DDTs: Grupo formado por el DDT con sus metabolitos y productos de degradación que todavía son tóxicos tales como DDE y DDD.

Declinación lunar: El plano de la órbita lunar está inclinado con respecto al plano del Ecuador terrestre. El ángulo que forman ambos planos es de 28° y este es el valor máximo de la declinación lunar, esto es, de su altura angular respecto al Ecuador. El tiempo que tarda la Luna en repetir su declinación respecto al Ecuador es de 28,2 días. La declinación lunar varía entre -28° y 28° conforme la Luna se va desplazando en su órbita, y vale 0° cuando la Luna está cruzando el plano ecuatorial.

Deformación tectónica: Cambio de forma y/o volumen que experimenta una roca sobre la que actúa un campo de esfuerzos resultante de los movimientos verticales y horizontales de las placas tectónicas.

Demersal: Especie asociada al fondo marino (somero o profundo), el cual le sirve de hábitat permanente o temporal, ya sea con motivo de reproducción o alimentación.

Desigualdad diurna: Las alturas que alcanzan dos pleamares o bajamares consecutivas son, en general, distintas debido a la declinación lunar.

Desigualdad semimensual: Fluctuación progresiva que experimentan con el paso de los días la altura y amplitud mareal. Ambas vuelven a repetirse después de transcurrir medio mes lunar (aprox. 15 días).

Detritívoro: Organismo que se alimenta de detritus, es decir de restos de materia orgánica.

Detritus: 1. Partículas sólidas transportadas y depositadas, procedentes del exterior de una cuenca. 2. Sedimentos o rocas formados predominantemente por partículas o fragmentos de materia resultante de la descomposición de una masa sólida. 3. Material orgánico particulado no viviente que incluye los organismos muertos, fragmentos de organismos o material fecal (heces).

Diagénesis: Proceso que implica cambios físico–químicos en un depósito sedimentario que lo convierte en una roca consolidada. Se denomina diagénesis temprana cuando ocurre a una profundidad de enterramiento menor de 50 m, durante pocos miles a cientos de miles de años. Durante esta etapa se desarrollan los procesos iniciales de litificación y compactación.

Diatomeas: Grupo de microalgas unicelulares con una cubierta de sílice a modo de caja o pastillero, con una mitad superpuesta a la otra. Al dividirse, esta caja se abre tras haberse formado la mitad complementaria

de cada parte. Por ello, una de las células hijas es más pequeña que la célula madre. Tras una serie de divisiones, se habrán formado células cada vez más pequeñas, hasta que se llega a una talla mínima y se dispara la reproducción sexual, por fusión de gametos de signo contrario, y formación de auxosporas.

Dimetil-sulfuro (DMS): Gas que contiene sulfuro y es producido por varias especies de fitoplancton. En contacto con el aire, el DMS se convierte en un aerosol de sulfato que favorece la formación de nubes y afecta al clima, ya que contribuye a reducir la temperatura superficial de los océanos.

Dinoflagelados: Grupo de organismos unicelulares que se caracterizan por poseer 2 flagelos. Los hay autótrofos, heterótrofos y mixótrofos.

Doliólidos: Animales marinos de pequeño tamaño con cuerpo en forma de tonel. Su cuerpo está cubierto por una túnica compleja, tienen musculatura con bandas por todo el cuerpo.

DSP (*Diarrhoetic Shellfish Poisoning*): Envenenamiento diarreico de bivalvos. Síndrome tóxico por consumo de bivalvos con niveles altos (no aptos para el consumo) de ácido okadaico y dinofisistoxinas. Los síntomas, similares a una gastroenteritis bacteriana, incluyen náuseas, vómitos y diarrea.

Endobiontes: Organismos vivos que están incrustados o dentro de un sustrato u otro ser vivo.

Endosimbionte fotosintético: Simbionte, con cloroplastos que le capacitan para realizar la fotosíntesis, que vive en el espacio intracelular del anfitrión. La simbiosis es una relación entre dos organismos que conlleva un beneficio mutuo. En el caso del ciliado *Myrionecta rubra*, el endosimbionte produce materia orgánica a partir de la luz y compuestos inorgánicos y el ciliado aporta la natación que le permite situarse en la profundidad óptima para adquirir energía luminosa y nutrientes.

EPA: Agencia para la Protección Medioambiental, USA (Environmental Protection Agency).

Epibentos: Organismos que habitan sobre la superficie del sustrato que forma el fondo.

Equinodermos: Animales invertebrados marinos con simetría radial y que no poseen cabeza visible.

Escorrentía: Movimiento del agua sobre la superficie del suelo por efecto de la gravedad.

Espectrómetro de masas: Instrumento que permite analizar con una gran precisión la composición de diferentes elementos químicos e isótopos atómicos, separando los núcleos atómicos en función de su relación masa-carga (m/z). Se puede utilizar como detector de un cromatógrafo líquido, en una técnica híbrida conocida por sus iniciales en inglés, LC-MS (*liquid chromatography-mass spectrometry*).

Esquisto: Roca metamórfica de grano grueso, que al igual que las pizarras, es susceptible de dividirse en hojas. Se distingue fácilmente de éstas por su alto contenido en minerales micáceos, que le dan un llamativo color claro y brillante. Al contrario que las pizarras, los minerales constituyentes son visibles a simple vista.

Estabilidad: Medida del gradiente de densidad con la profundidad. Una columna de agua donde exista un gran cambio de densidad en la vertical se dice que presenta una alta estabilidad.

Estratificación (termohalina): Formación de capas de densidad creciente (desde superficie hacia el fondo) en la columna de agua, causadas por diferencias de temperatura y salinidad. El calentamiento solar contribuye a que las capas superficiales sean más cálidas y ligeras, al igual que las aguas menos salinas (salobres), mezcladas con aportes continentales de agua dulce.

Estuario: Desembocadura de un río en el mar en la que se mezclan las aguas dulces y saladas.

Evolución post-sedimentaria: Transformaciones mineralógicas y estructurales que sufren los materiales sedimentarios. Se inician inmediatamente después de su sedimentación y se prolongan por periodos de tiempo geológicos. La litificación es una de estas transformaciones.

Facies sedimentarias: Conjunto de características y propiedades comunes de un material geológico que son el resultado de un proceso o grupo de procesos geológicos. En este texto se utiliza para agrupar aquellos sedimentos cuyas propiedades los asocian a un ambiente de sedimentación concreto.

Facies: Caras o superficies con un aspecto concreto subvenido por la presencia de un determinado tipo de organismos.

Falla: Una fractura o una zona de fractura sobre la cual se produce un movimiento diferencial entre dos bloques rocosos adyacentes. El desplazamiento puede ser de milímetros a cientos de kilómetros. Hay varios tipos de falla, clasificados según la forma como se desplaza un bloque con respecto del otro. En las fallas normales uno de los bloques (el hundido) se desplaza hacia abajo controlado por la gravedad. Se producen por un estiramiento de la corteza.

FAN (Floraciones Algaes Nocivas; en inglés HAB de *Harmful Algal Blooms*): Proliferación de cualquier microalga, independientemente de su concentración, que sea percibida como dañina por el hombre.

Fangos: Material de origen sedimentario formado mayoritariamente por partículas sueltas y muy embebidas en aguas cuyo tamaño es inferior a 0,064 mm. En este tipo se incluyen los limos y las arcillas. Una roca consolidada y compuesta por este tipo de partículas se denomina lutita.

Fertilización: Se refiere a todos aquellos procesos mediante los cuales se produce en enriquecimiento en sales nutrientes de un volumen dado de agua.

Fisiografía: Ciencia que estudia las formas del relieve o rasgos físicos de la superficie terrestre y los procesos que la han modelado.

Fitobentos: Organismos vegetales relacionados estrechamente con el fondo.

Floculación: Agregación de partículas sólidas en una dispersión coloidal.

Florístico: Relativo a la flora o las plantas.

Foraminíferos: Organismos unicelulares con concha. Suele considerarse como el más importante de los grupos de microfósiles marinos debido a que son muy abundantes en los sedimentos marinos y a que presentan una gran diversidad de especies. Son de gran utilidad en los estudios de tipo biostratigráfico (dataciones), paleoecológico, paleoceanográfico o paleoclimático.

Formación sedimentaria: Cuerpo de roca identificado por sus características litológicas y posición estratigráfica.

Forzamiento: Cada uno de los procesos que causan cambios dinámicos en una corriente; entre otros, el viento, la marea, los cambios de densidad, etc.

Fosforita: Roca sedimentaria rica en fosfato, generalmente en forma de carbonato hidroxí-fluorapatito. Aparecen como nódulos y costras formadas en áreas oceánicas donde la tasa de sedimentación es muy baja. Se forma en zonas con gran contenido de restos orgánicos (por ejemplo en zonas de afloramiento costero). Se usan como fertilizantes.

Framboidal: Se refiere a la forma en la que cristalizan algunos minerales, en la que los cristales individuales, generalmente con forma de octaedros (un tipo de cubos), se agregan produciendo una masa esferoidal que recuerda a la de una frambuesa. Es la forma típica en la que cristalizan algunos sulfuros de hierro en el medio marino, como las piritas y las greigitas.

Frente de convergencia: Zona de intersección entre dos masas de agua de diferentes densidades que se caracteriza por una depresión en el campo de densidades al producirse el hundimiento de la masa de agua más pesada sobre la más ligera.

Frente termohalino: Zona donde se produce un cambio brusco de la salinidad y/o la temperatura en la horizontal.

Fuerza de Coriolis: Fuerza de naturaleza inercial, que experimentan las partículas que se mueven en la Tierra por el hecho de que ésta se encuentra en rotación y cuyo resultado es una desviación de la partícula hacia la derecha en el Hemisferio Norte.

Gadiformes: Orden de peces teleósteos de talla pequeña a grande, de cuerpo alargado, que en su mayor parte son demersales o bentopelágicos. Son característicos de aguas templadas o frías (p.e. el bacalao).

Gasterópodos: Clase de moluscos que presentan un área cefálica, un pie muscular ventral y una concha dorsal que puede reducirse hasta perderse en los gasterópodos más evolucionados.

Geomorfología: Término equivalente a fisiografía.

Geotecnia: Aplicación de los métodos científicos y de los principios de la ingeniería a la adquisición, la interpretación y el conocimiento de los materiales de la corteza terrestre, orientados a la solución de los problemas de ingeniería. Abarca las áreas de mecánica de rocas y suelos, y muchos de los aspectos cubiertos por la geología, la geofísica, la hidrología y las ciencias relacionadas.

Gestión integral del medio marino: Administración o manejo de los usos del medio marino, considerando las interacciones entre los componentes del ecosistema y la coordinación entre los diferentes departamentos que participan en la toma de decisiones.

Gneis: Roca metamórfica de composición parecida al granito, generada por metamorfismo regional de grado elevado. Presenta una foliación (orientación) características definida por la alternancia de bandas claras y oscuras a escala centimétrica.

Granito: Roca ígnea de origen profundo, ácida, con cuarzo, ortoclasas (feldespato potásico), plagioclasas (feldespato sódico o cálcico) y micas. El 10–65% de sus feldespatos son plagioclasa de 5–100% de anortita (feldespato cálcico).

Gravas: Material de origen sedimentario compuesto principalmente por partículas sueltas generalmente redondeadas cuyo tamaño es mayor que 2 mm. Una roca consolidada y compuesta por este tipo de partículas se denomina conglomerado.

Haloclina: Capa de fuerte variación vertical de la salinidad, típica de los estuarios.

Haploides, células vegetativas: Células que contienen la mitad (n) del número normal de cromosomas ($2n$) para una especie dada. Se dividen por fisión celular o división simple, dando lugar a dos células hijas idénticas.

HCH: Hexaclorociclohexano. Pesticida organoclorado.

Herbívoro: Organismo que se alimenta exclusivamente de plantas.

Heterótrofo: Organismo que obtiene materia y energía a partir de la ingesta y/o absorción de materia orgánica.

Heurístico: Manera o modelo de buscar la solución de un problema mediante métodos no rigurosos, como por ejemplo tanteo o reglas empíricas.

Holístico: Global, integral. Se dice que un modelo es holístico cuando se propugna de él que explica la realidad considerando que el todo es diferente a la mera suma de las partes que lo componen.

Holoplancton: Conjunto de organismos que pertenecen al plancton durante todo su ciclo vital.

Meroplancton: conjunto de organismos que forman parte del plancton tan sólo durante algunas etapas de su ciclo vital; frecuentemente las primeras fases de su desarrollo larvario.

Plancton: Conjunto de organismos que, flotando libremente en el agua, se encuentran a merced de los movimientos generados por las corrientes marinas.

HPAs: Ver PAHs

Hundimiento costero: Fenómeno contrario al afloramiento costero y que provoca el descenso de aguas superficiales, generalmente cálidas y pobres en sales nutrientes, hacia el interior de la columna de agua.

Ígnea, roca: Roca generada por enfriamiento y consolidación del magma.

Impactos antropogénicos: Efectos negativos de origen humano producidos en el ambiente.

Índice de afloramiento: Estimación de la cantidad de agua aflorada por kilómetro de costa y, por tanto de la intensidad, del fenómeno del afloramiento costero.

Insolación: Cantidad de radiación solar que se recibe por unidad de área y tiempo en la superficie terrestre. Depende fundamentalmente de la latitud, época del año y presencia de nubes.

Intermareal: Se dice de la zona situada entre la baja y la pleamar.

Intersticial: Que pertenece a los espacios(intersticios) entrepartículas sedimentarias.

Ión: Átomo o agrupación de átomos que por pérdida o ganancia de electrones adquiere carga eléctrica.

IUPAC: Unión Internacional de la Química Pura. Organismo responsable de la Nomenclatura de los compuestos químicos.

Lamelibranchios: Clase de moluscos cuya concha consta de dos valvas laterales frecuentemente simétricas. Su nombre se debe a que respiran mediante branquias en forma de láminas (ej. mejillón, almeja, ostra, etc.).

Lipofílico: Que presenta afinidad por los lípidos o grasas.

Maërl: Tipo de hábitat formado por la acumulación de talos de algas rojas calcáreas libres (no fijadas al sustrato) que dan lugar al desarrollo de concreciones o nódulos calcáreos, que reciben el nombre de rodolitos.

Magma: Material fundido generado en el interior de la tierra por fusión de materiales a temperatura superior a 600° C.

Magnetotáctico: Se refiere al comportamiento de algunos tipos de organismos, que utilizan el campo magnético terrestre para orientarse. En la Ría de Vigo existen bacterias magnetotácticas que utilizan el campo geomagnético para encontrar los nutrientes del fondo.

- Marea muerta:** Situación de amplitud de marea mínima durante los cuartos creciente y menguante.
- Marea roja:** Elevada concentración de organismos planctónicos que tiñen la superficie del mar de un color intenso. No tiene que ser necesariamente rojo. Las mareas rojas pueden ser floraciones de algas nocivas.
- Marea viva:** Situación de amplitud de marea máxima que sucede durante el plenilunio (luna llena) y novilunio (luna nueva).
- Marea:** Movimiento periódico de ascenso y descenso de las grandes masas de agua como resultado de la atracción gravitatoria que el Sol y la Luna ejercen sobre la Tierra. Es más aparente en la costa donde sus efectos aparecen normalmente amplificadas.
- Mareal:** sometido al régimen de mareas.
- Meridionalización:** En oceanografía, desplazamiento geográfico latitudinal de condiciones/especies más meridionales (de latitudes menores) hacia la zona de estudio, causado por el incremento de temperatura y estratificación del agua.
- Meroplanton:** Conjunto de organismos que pertenecen al plancton tan sólo durante algunas etapas de su ciclo vital.
- Mesomareal:** Aplicado a zonas costeras donde el rango mareal oscila entre 2 y 4 metros.
- Metal traza:** Aquel metales que presenta una concentración en aguas naturales inferior a 10^{-6} mol dm⁻³.
- Metamórfica, roca:** Roca cuyas características mineralógicas y estructurales son modificadas por metamorfismo.
- Metamorfismo:** Conjunto de procesos que a partir de una roca original cambian la mineralogía y estructura de la misma, pudiendo llegar a formar una nueva roca, por efecto del aumento de la presión y/o temperatura, sin llegar a fundir totalmente la roca original.
- Metano termogénico:** La génesis o formación del metano está controlada por la profundidad y, por tanto, por la temperatura.
- Microscopio de epifluorescencia:** Microscopio diseñado para el uso de diferentes tipos de luz (blanca, ultravioleta, azul, verde, etc.) dependiendo del filtro utilizado. Las partículas son irradiadas con un cierto tipo de luz (longitud de onda de excitación) y emiten o fluorescen con otra distinta (longitud de onda de emisión).
- Mineralización:** Conjunto de procesos a través de los cuales ocurre la degradación de la materia biogénica (oxidación de la materia orgánica y disolución del carbonato cálcico y la sílice biogénica).
- Mioceno:** Periodo inferior del Neógeno. Corresponde a la cuarta de las cinco épocas del Período Terciario. Transcurrió desde hace unos 23 hasta hace unos 5 millones de años.

Mixótrofo: Organismo capaz tanto de realizar la fotosíntesis (autótrofo), como de utilizar materia orgánica o presas vivas (heterótrofo).

Mucílagos: Sustancia orgánica, de origen vegetal, que tiene la propiedad de hincharse al embeberse con agua. Compuesto orgánico viscoso semejante a las gomas.

Nanoflagelados: Grupo de organismos de tamaño comprendido entre 2 y 20 μm que poseen al menos un flagelo. Los hay autótrofos, heterótrofos y mixótrofos.

Nauplius: Primera fase larvaria de los crustáceos.

Necton: Comunidad de grandes animales acuáticos, que se desplazan activamente en el agua.

Nerítica: Zona que se desarrolla sobre la plataforma continental a continuación del litoral.

Nivel trófico: Cada uno de los conjuntos de organismos de un ecosistema que coinciden en la posición que ocupan en la circulación de energía y nutrientes, es decir aquellos que ocupan un lugar equivalente en la cadena trófica.

Omnívoro: Organismo que pueden alimentarse tanto de plantas como de animales.

Orogénia hercínica: Ciclo orogénico Paleozoico que se inicia en el período geológico Carbonífero y acaba en el Pérmico. Sinónimo: Varisco. El basamento hercínico corresponde a la superficie bajo la cual no se encuentran rocas sedimentarias, en este caso rocas ígneas o metamórficas altamente deformadas como consecuencia de la orogenia hercínica bajo las rocas sedimentarias. De esta época provienen la mayoría de los granitos de la Península Ibérica.

Oscilación Noratlántica (NAO): Índice calculado como la diferencia de la presión atmosférica superficial media entre las zonas de Islandia y de las Islas Azores. Esta diferencia fluctúa en escalas de días a décadas, e incluso llega a invertirse ocasionalmente. Cuando esta oscilación alcanza valores extremos de un signo u otro, ocasiona notables anomalías en las distribuciones típicas de temperatura y precipitación en Europa.

Oxihidróxidos: Conjunto de óxidos e hidróxidos que aparecen asociados al sedimento.

p.h.: peso húmedo.

p.s.: peso seco.

PAHs: Hidrocarburos aromáticos policíclicos. Compuestos orgánicos formados por varios anillos bencénicos fusionados, que pueden tener un origen natural (actividad volcánica y biosíntesis), aunque en la mayor parte de los casos se generan por actividades humanas tales como la quema de combustibles fósiles (calefacción, transporte, etc.), incendios forestales, derrames de productos petrolíferos y cualquier otro proceso

en el que se lleve a cabo combustión incompleta de materia orgánica. En general, son tóxicos. Algunos de ellos son además cancerígenos, mutagénicos y/o teratogénicos (causan daños al feto).

Parentales, estrategias: Tácticas desarrolladas por los progenitores para aumentar el éxito (supervivencia) de sus descendientes.

Parentales: que se refiere a uno o a ambos progenitores.

PCBs: Bifenilos policlorados, o clorobifenilos. Compuestos orgánicos cuya molécula tiene por base el bifenilo. Contaminantes sintéticos, persistentes y tóxicos que se acumulan en los tejidos grasos de organismos vivos debido a su afinidad por los lípidos o grasas.

Pelágica: Especie que habita en la columna de agua, ya sea en el área nerítica (agua que yace sobre la plataforma continental) como las sardinillas, o sobre el área oceánica como los atunes.

Perciformes: Es el más grande y heterogéneo de los órdenes de peces teleósteos. Presentan formas muy variables, ya sea con 1 o dos aletas dorsales, con los primeros radios transformados en espinas. Las aletas pélvicas se ubican en posición bastante anterior y poseen 1 espina y 5 radios blandos.

Picoeucariotas: Grupo de organismos eucariotas (células con núcleo verdadero) de tamaño inferior a 2 μm . Los hay autótrofos, heterótrofos y mixótrofos.

Pizarra: Roca metamórfica de grano fino que al igual que los esquistos, es susceptible de dividirse en hojas. Se distingue fácilmente de éstos por su color oscuro. Al contrario que los esquistos los minerales constituyentes, predominantemente arcillas, no son visibles a simple vista.

Placer: Enriquecimiento aluvial (por aportes continentales) o marino de minerales densos y resistentes de interés económico (oro, etc.) formado por erosión y concentración física.

Planctófago: que se alimenta de plancton.

Plástidos: Orgánulos limitados por membranas que se encuentran en las células de algas y plantas superiores. Los cloroplastos son plástidos que contienen clorofila y en los cuales tiene lugar la fotosíntesis.

Pleuronectiformes: Orden de peces teleósteos de cuerpo muy deprimido (aplanado), y asimétrico (son los únicos vertebrados con la simetría bilateral alterada), con los dos ojos en un solo lado. Están adaptados para habitar sobre los fondos marinos, generalmente arenosos. También llamados peces planos.

Plioceno: Periodo superior del Neógeno. Última de las cinco épocas del Periodo Terciario. Transcurrió desde hace unos 5 millones de años hasta el comienzo del Cuaternario hace 1,6 millones de años.

Poiquilotermos: Animales que se caracterizan porque no son capaces de autorregular su temperatura corporal y esta varía con la del ambiente.

Se les llama también animales de “sangre fría”. A este grupo pertenecen los animales invertebrados y además los peces, anfibios y reptiles.

Polimorfos: Materiales sólidos que comparten la misma composición química pero cuya estructura cristalina y/o forma es diferente. Un ejemplo notable de polimorfismo lo constituyen el grafito y el diamante, ambos constituidos por carbono puro, pero cuya estructura cristalina es radicalmente diferente.

Precámbrico: Periodo de tiempo que abarca desde la formación de la Tierra hasta hace unos 570 millones de años. Representa aproximadamente el 90% del tiempo geológico, unos 4000 millones de años.

Presión hidrostática: Fuerza por unidad de superficie que ejerce la columna de agua a una profundidad dada.

Presión parcial de CO₂: Se refiere a la presión ejercida por el gas dióxido de carbono en un aire que esté en equilibrio con agua de mar con una concentración de CO₂ determinada a una temperatura y salinidad dadas.

Producción primaria: Incremento en el tiempo de la biomasa de organismos autótrofos.

Producción secundaria: Incremento en el tiempo de la biomasa de animales herbívoros y detritívoros que se alimentan de los organismos fotosintéticos o de productos derivados de ellos.

Propiedades termohalinas: Propiedades de una masa de agua relacionadas con su temperatura y su salinidad.

PSP (*Paralytic Shellfish Poisoning*): Envenenamiento paralizante de bivalvos. Síndrome tóxico por consumo de bivalvos con niveles altos (no aptos para el consumo) de toxinas de la familia de la saxitoxina. Los síntomas incluyen hormigueo y entumecimiento muscular y en casos extremos parálisis muscular y muerte por asfixia.

Rafidofíceas: Clase de microalgas desnudas (sin cubierta celular), con dos flagelos desiguales y cloroplastos pardo-amarillentos. Incluye especies muy dañinas, de los géneros *Heterosigma*, *Chattonella* y *Fibrocapsa*, formadoras de densas floraciones que causan muertes masivas de peces (ictiotóxicas).

Reclutamiento: Momento en el que los peces juveniles alcanzan la talla mínima legal y pasan a formar parte de la población sujeta a la pesquería.

Red trófica: Serie de cadenas tróficas, es decir, de relaciones alimentarias que se establecen de forma lineal entre organismos que pertenecen a distintos niveles tróficos. La presa (nivel inferior) es consumida por el predador (nivel superior).

Reservorio: Formación rocosa subterránea con porosidad suficiente para actuar como almacén de agua, gas natural o petróleo.

Respiración (microbiana): Oxidación de la materia orgánica por los organismos unicelulares, liberando energía y CO_2 .

Salpas: Organismos marinos pelágicos gelatinosos filtradores. Pueden presentarse en cadenas o en formas solitarias.

SCB7: Se suele representar así la suma de concentraciones de los 7 bifenilos policlorados (PCBs) más representativos estudiados habitualmente en programas de contaminación marina

SDDT: Se suele representar así la suma de concentraciones DDT+DDE+DDD.

Sedimentívoro: Organismo que se alimentan de partículas existentes en el sedimento.

Semidiurno: Dícese del fenómeno periódico que tiene dos ciclos diarios.

Sifonóforos: Orden de los celentéreos cnidarios pelágicos de la clase de los hidrozoarios de apariencia gelatinosa. Constituidos en algunos casos por especies que forman colonias fluctuantes gracias a la presencia de una vesícula llena de aire que funciona como flotador.

Siliciclástico: Material sedimentario detrítico de composición silícea. Procede de la erosión de las rocas silíceas de la corteza.

Silúrico: Periodo geológico de la Era Paleozoica que se extiende desde 440 a 410 millones de años.

Sistema termohalino: Sistema de corrientes oceánicas generadas por la variación de la temperatura y la salinidad.

Sistemas de fracturación: Sistemas de fracturas del terreno con desplazamiento relativo de las partes separadas (véase también fallas).

SO_2 : Dióxido de azufre. Gas incoloro cuya molécula consiste en un átomo de Azufre y dos de Oxígeno.

SO_3 : Trióxido de azufre. Gas cuya molécula consiste en un átomo de Azufre y tres de Oxígeno.

Solubilidad: Cantidad máxima de una sustancia química, soluto, que se puede disolver en una cantidad dada de otra sustancia química, disolvente.

Suboxia: Existencia de una concentración de oxígeno inferior a los valores normales.

Sucesión: Cambios en la estructura y funcionamiento que experimenta una comunidad de organismos o un ecosistema a lo largo del tiempo.

Surfactantes: Sustancias que reducen la tensión entre las dos fases de dos superficies en contacto.

Suspensívoro: Organismo que se alimenta de partículas en suspensión.

Taxones: Grupos de seres vivos ordenados de forma sistemática.

Teleósteos: Peces con esqueleto óseo, presentan una sola abertura branquial a cada lado, frecuentemente cubierta por un opérculo óseo. Tienen la piel cubierta por escamas cicloideas o ctenoideas y vejiga natatoria habitualmente presente.

- Termistores:** Termómetros que basan su medida en la variación de la resistencia a la corriente eléctrica de un material semiconductor. Se suelen utilizar dispuestos en una ristra o cadena fondeada con una boya, y provistos de una unidad de lectura y registro automáticos que se activa a intervalos de tiempo preseleccionados. Se puede obtener así el registro, en un sitio concreto, de la evolución temporal de la temperatura en función de la profundidad
- Termoclina:** Capa de fuerte variación vertical de la temperatura. En las zonas templadas, si aparece en primavera y desaparece en otoño se le denomina *termoclina estacional*.
- Terraza:** Forma del terreno con superficie horizontal o cercana a la horizontal, resultante de la acumulación aluvial (por aportes continentales).
- Tiempo de renovación:** Tiempo que ha de transcurrir para que fluya entre la ría y el exterior un caudal de agua igual al volumen la ría.
- Toxinas hemolíticas:** Que causan ruptura o lisis de los glóbulos rojos, por lo que provocan hemorragias.
- Transporte de Ekman:** Caudal de agua que se produce en los primeros 30–50 m de la columna de agua y está dirigido perpendicularmente y a la derecha (izquierda) del viento en el hemisferio Norte (Sur).
- Trofodinámico:** Relativo a las vías por las que transcurre la materia y energía conseguida a partir de los alimentos en cualquier sistema, las cuales son algo mudable y activo.
- VA:** Voltamperometría. Estudia la composición de las disoluciones a través de la relación entre el potencial aplicado a un electrodo y la corriente que fluye.
- Vector progresivo:** Trayectoria que sigue una partícula individual de agua con el tiempo.
- Ventilación:** Se refiere a todos aquellos procesos mediante los cuales las aguas subsuperficiales son expuestas al contacto directo con la atmósfera y posteriormente reinyectadas de nuevo en el interior del océano a niveles más profundos.
- Vitelo:** Conjunto de sustancias almacenadas dentro de un huevo para la nutrición del embrión.

